

# **Perdas de azoto por lixiviação numa cultura de milho para silagem, fertilizada com chorume de bovino leiteiro em condições mediterrânicas**

**Ana Margarete Vieira Gomes**

Dissertação para obtenção de Grau Mestre em  
**Engenharia Agronómica**

Orientadores: Doutora Maria do Rosário Cameira  
Doutor David Fangueiro

Júri

Presidente: Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Vogais: Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Doutora Paula Maria da Luz Figueiredo de Alvarenga, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

2018

## Agradecimentos

Na realização da presente dissertação, contei com o apoio direto e indireto de múltiplas pessoas. Quero deixar os meus agradecimentos:

À Professora Maria do Rosário Cameira por toda a paciência, disponibilidade e motivação demonstradas e por todo o conhecimento transmitido neste trabalho. Ao Professor David Fangueiro pela disponibilidade, pela motivação e por todos os ensinamentos durante a realização do mesmo.

Às pessoas do Horto de Química Agrícola Boaventura Azevedo, em especial ao Senhor Zé pela ajuda na fase final do ensaio e à unidade de Investigação Química Ambiental do Instituto Superior de Agronomia, em particular ao Engenheiro Miguel Martins, pela disponibilidade e ajuda na análise das amostras.

Às minhas amigas da residência por me terem aturado nesta última etapa académica, pela enorme amizade e incentivos constantes.

Aos meus amigos e colegas do mestrado, especialmente à Catarina Gomes, Joana Prado e Kátia Carrasqueira, cujo apoio e amizade estiveram presentes em todos os momentos, fazendo da minha estadia em Lisboa mais especial.

Aos meus amigos nortenhos, em especial à minha amiga de infância, Ana Cristina, pela força e companheirismo em todas as etapas académicas e pessoais e pela enorme amizade de muitos anos.

Por último, à minha família pelo apoio e motivação durante esta etapa. Um agradecimento muito especial ao meu pai, à minha mãe e à minha irmã Da\* por toda a força, apoio e ensinamentos que me transmitiram e por serem excelentes pessoas, inspirando-me todos os dias a ser uma pessoa melhor.

## Resumo

O ião nitrato é um poluente muito frequente das águas constituindo um dos mais importantes exemplos de poluição difusa com origem agrícola. De forma a cumprir as políticas ambientais da União Europeia para reduzir a poluição difusa, é necessário aplicar práticas de mitigação específicas para cada sistema agrícola.

O objetivo deste trabalho consistiu em determinar o impacto de estratégias de aplicação de chorume nas perdas de nitrato por lixiviação numa cultura de milho (*Zea mays*, L.) silagem em clima mediterrânico. As estratégias consistiram em a) injeção de chorume não tratado (CBI); b) aplicação a superfície de chorume acidificado (CAS). Estas duas estratégias foram comparadas com a aplicação tradicional de chorume não tratado à superfície do solo seguida de incorporação no solo (CBSI). Estudou-se ainda, no caso do chorume acidificado, o efeito da incorporação após aplicação (CASI). O teor de água e a temperatura do solo, a drenagem e a lixiviação de nitratos foram medidas ao longo do ensaio. Foram ainda avaliadas a produção da cultura e a eficiência do uso de azoto.

A aplicação de chorume foi benéfica, tendo diminuído a drenagem em 64% e 49 % nos solos arenoso e franco arenoso respetivamente. O CBI foi o tratamento que originou menores perdas de água por drenagem.

A estratégia que originou maior lixiviação foi, em ambos os solos, o CBI. No solo arenoso, o tratamento com menores perdas por lixiviação foi o CASI enquanto que, no franco arenoso foi o CBSI.

A estratégia com melhor produção e eficiência do uso de azoto foi, nos dois solos, o CBI. Os piores resultados foram no solo arenoso o CBSI e no solo franco arenoso o CASI

Assim, desaconselha-se a injeção de chorume, não sendo possível generalizar qual a estratégia com menor impacto ambiental, uma vez que não foi igual nos dois solos.

**Palavras chave:** lixiviação de nitratos, chorume bovino, acidificação de chorume, rega, milho silagem.

## **Abstract**

Nitrate is a very common water pollutant, being one of the most important examples of diffuse pollution from agriculture. In order to comply with the environmental policies of the European Union to reduce diffuse pollution, it is necessary to apply mitigation practices specific to each agricultural system.

The aim of this work consisted to assess the impact of two strategies of application of dairy slurry upon nitrate leaching in a maize silage crop (*Zea mays*, L.) in Mediterranean climate. The strategies consisted of a) raw slurry injection (CBI); b) surface application of acidified slurry (CAS). These two strategies have been compared with the traditional raw slurry application to the soil surface followed by incorporation (CBSI). In the case of acidified slurry, the effect of incorporation after application (CASI) was also studied. The volumetric water content in soil and soil temperature, drainage, and nitrate leaching have been measured. The crop production and nitrogen use efficiency were also evaluated.

The application of dairy slurry was beneficial, which decrease the drainage in 64% and 49% in sandy soil and sandy loam soil, respectively. The CBI was the strategy that origin lowest drainage.

The strategy that have greatest leaching was CBI in both soils. In the sandy soil, nitrate leaching losses was lowest for CASI, whereas in the sandy loam it was CBSI.

The strategy with better production and nitrogen use efficiency was, in the two soils, CBI. The worst results were in the CBSI in the sandy soil and CASI in the sandy loam soil.

Thus, the raw slurry injection isn't recommended and it isn't possible to generalize the strategy with less environmental impact, because the strategy wasn't equal in both soils.

**Key words:** nitrate leaching, dairy slurry, slurry acidification, irrigation, silage corn.

# Índice

1	Introdução, objetivos e organização da dissertação .....	1
2	Revisão Bibliográfica.....	4
2.1	A agricultura e a problemática do azoto .....	4
2.1.1	Aspetos gerais .....	4
2.1.2	Impacto ambiental e na saúde humana das perdas de azoto .....	5
2.1.3	Legislação europeia e nacional .....	6
2.2	O azoto nos sistemas agrícolas.....	6
2.2.1	Formas e transformações do azoto no sistema agrícola .....	7
2.2.2	Perdas do azoto no sistema agrícola .....	10
2.3	A importância do azoto para as plantas e a fertilização azotada .....	14
2.3.1	O azoto nas plantas .....	14
2.3.2	Fertilização azotada .....	15
2.3.3	Chorume .....	15
2.4	Caso particular das zonas Mediterrânicas. A importância da rega .....	19
2.5	Necessidades hídricas e de rega. Condução da rega .....	20
2.6	Cultura .....	23
3	Materiais e métodos.....	26
3.1	Caracterização do local experimental.....	26
3.2	Delineamento experimental.....	28
3.3	Instalação do ensaio .....	28
3.3.1	Preparação e caracterização do solo .....	28
3.3.2	Caracterização do chorume e sua aplicação nos lisímetros .....	29
3.3.3	Instalação da cultura .....	30
3.3.4	Sistema de rega .....	30
3.4	Metodologia para a condução da rega .....	33
3.4.1	Determinação das necessidades hídricas da cultura.....	33
3.4.2	Determinação da dotação máxima de rega: .....	33
3.4.3	Tempo de rega.....	34
3.5	Equipamentos e medições .....	35
3.5.1	Teor de água volumétrico.....	35
3.5.2	Temperatura do solo .....	35
3.5.3	Drenagem de água e lixiviação de nitratos.....	36
3.5.4	Concentrações e quantidades de azoto na planta e no solo.....	37
3.6	Balanço do azoto mineral, azoto exportado e eficiência do uso de azoto .....	37
3.7	Análise estatística .....	38

4	Resultados e Discussão.....	39
4.1	Avaliação da uniformidade de distribuição do sistema de rega.....	39
4.2	Necessidades hídricas e de rega .....	40
4.3	Balanço hídrico .....	41
4.3.1	Solo arenoso.....	41
4.3.2	Solo franco arenoso .....	45
4.4	Dinâmica do azoto.....	50
4.4.1	Lixiviação de $\text{N-NO}_3^-$ .....	50
4.4.2	Azoto na planta e no solo .....	57
5	Conclusões .....	63
6	Referências bibliográficas .....	65
	<b>Anexos</b> .....	71

## Índice de figuras

Figura 2.1 - Ciclo do azoto no solo (adaptado de Di e Cameron (2002)).	7
Figura 2.2 - Número de cabeças normais totais de bovino por localização geográfica (INE, 2017a).	16
Figura 2.3 - Variação típica do coeficiente cultural ( $K_c$ ) ao longo do ciclo de uma cultura (Allen et al., 1998).	22
Figura 3.1 - Temperatura máxima ( $T_{max}$ , °C) e mínima ( $T_{min}$ , °C) mensal e precipitação total mensal (mm) de Abril e Setembro no ano do ensaio (2017) e no período de 30 anos (1951-1980).	27
Figura 3.2 - Delineamento experimental.	28
Figura 3.3 - Sistema de rega.	31
Figura 3.4 - Pormenores do sistema de rega: a) gotejador autocompensante iDrop PC; b) ramal; c) cabeçal com válvulas solenoidais; d) programador de rega XC Hunter.	32
Figura 3.5 - a) Sondas para medição do teor de água no solo instaladas a 20 cm de profundidade; b) cabos das sondas e dos termómetros; c) datalogger CR10 da Campbell Scientific LDT.	35
Figura 3.6 - Fotografia superior: lisímetros com solo arenoso do lado direito e solo franco arenoso do lado esquerdo; fotografia inferior: tuneis por baixo dos lisímetros para colheita da drenagem.	36
Figura 4.1 - Evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), cultural ( $ET_c$ ) e cultural corrigida para a rega localizada ( $ET_{loc}$ ) diária calculada para a cultura do milho para regado por gota-a-gota e precipitação diária no ano de 2017.	40
Figura 4.2 - Termos do balanço hídrico para o solo arenoso: a) dotação de rega e precipitação diárias, b) teor volumétrico de água no solo a 20 cm de profundidade e c) fluxo de drenagem a 100 cm de profundidade (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação).	42
Figura 4.3 - Drenagem acumulada (% rega) e $ET_{loc}$ (mm) para o controlo e os tratamentos de fertilização (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) durante o ciclo do milho para silagem regado por gota-a-gota no solo arenoso.	45

Figura 4.4 - Termos do balanço hídrico para o solo franco arenoso: a) dotação de rega e precipitação diárias, b) teor volumétrico de água no solo a 20 cm de profundidade e c) fluxo de drenagem a 100 cm de profundidade (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação).....	46
Figura 4.5 - Drenagem (% rega) e $ET_{loc}$ para o controlo e os tratamentos de fertilização (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) durante o ciclo do milho forragem regado por gota-a-gota no solo franco arenoso. ....	48
Figura 4.6 - Temperatura do solo no solo arenoso e franco arenoso.....	49
Figura 4.7 - Concentração de $N-NO_3^-$ ( $mg\ L^{-1}$ ) na água de drenagem recolhida a 100 cm de profundidade para o controlo e os diferentes tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso.....	50
Figura 4.8 - $N-NO_3^-$ lixiviado ( $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$ ) a 100 cm de profundidade no controlo e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso. ....	51
Figura 4.9 - Concentração de $N-NO_3^-$ ( $mg\ L^{-1}$ ) na água de drenagem recolhida a 100 cm de profundidade para o controlo e os diferentes tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo franco arenoso.....	54
Figura 4.10 - $N-NO_3^-$ lixiviado ( $kg\ ha^{-1}$ ) a 100 cm de profundidade no controlo e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo franco arenoso. ....	55
Figura 4.11 - Matéria seca (MS) produzida ( $t\ ha^{-1}$ ) pelas plantas do controlo e dos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras	



minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P<0,05$ ).....57

Figura 4.12 - Teor de N nas plantas ( $\text{g kg}^{-1}$  MS) no controle e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P<0,05$ ).....58

Figura 4.13 - N exportado pelas plantas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no controle e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P<0,05$ ).....58

Figura 4.14 - Eficiência do uso de azoto (% do azoto total aplicado) nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P<0,05$ ).....59

Figura 4.15 - Azoto mineral no solo ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) entre 0 e 10 cm de profundidade a) antes da aplicação do chorume em abril de 2017 e b) depois da colheita do milho em setembro de 2017, para o controle e os tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) nos dois tipos de solo. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P<0,05$ ).....60

## Índice de Quadros

Quadro 2.1 - Eficiências de aplicação dos sistemas de rega (adaptado de Pereira (2004))..	24
Quadro 3.1 - Características físicas do solo arenoso e franco arenoso.....	26
Quadro 3.2 - Principais características do chorume utilizado.....	29
Quadro 3.3 - Características do gotejador autocompensante iDrop PC.....	30
Quadro 3.4 - Parâmetros utilizados ao longo dos cálculos para a cultura do milho forragem .....	34
Quadro 4.1 - Caudal médio ( $L\ h^{-1}$ ) de cada quartil ( $q_{med,i}$ ) de cada ramal.....	39
Quadro 4.2 - Resultados da avaliação do sistema de rega.....	39
Quadro 4.3 - Valores totais das necessidades hídricas e de rega calculadas para a cultura do milho, e da precipitação ocorrida no ciclo cultural 2017 .....	41
Quadro 4.4 - Drenagem acumulada (mm) para o ciclo cultural 2017 .....	42
Quadro 4.5 - Termos do balanço hídrico para o solo arenoso .....	44
Quadro 4.6 - Termos do balanço hídrico para a cultura do milho no solo franco arenoso.....	47
Quadro 4.7 - $N-NO_3^-$ lixiviado total ( $kg\ ha^{-1}$ ) para o ciclo cultural 2017.....	52
Quadro 4.8 - Termos do balanço do N mineral ( $kg\ ha^{-1}$ ) .....	61

## Lista de abreviaturas e símbolos

C/N	Relação carbono azoto
CAS	Chorume acidificado à superfície sem incorporação
CASI	Chorume acidificado à superfície seguido de incorporação
CBI	Chorume não tratado injetado
CBSI	Chorume não tratado à superfície seguido de incorporação
DAA	Dia após aplicação do chorume
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido sulfúrico
KCl	Cloreto de potássio
m.o.	Matéria orgânica
MS	Matéria seca
N	Azoto
N <sub>2</sub>	Diazoto
N <sub>2</sub> O	Óxido de azoto
NH <sub>3</sub>	Amoníaco
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ião amónia
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Azoto no ião amónia
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Azoto no ião nitrato
NO	Monóxido de azoto
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Ião nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ião nitrato
pH	Potencial de Hidrogénio
O <sub>2</sub>	Oxigénio
UE	União Europeia
VMA	Valor máximo admitido
ZNV	Zonas Vulneráveis aos Nitratos

## Lista de símbolos

Símbolo	Grandeza	Unidade
Ac	Ascensão capilar	mm
Ai	Armazenamento inicial do solo	mm
Af	Armazenamento final do solo	mm
C	Fração do terreno ensombrado pela cultura em projeção vertical	adim
CU	Coeficiente de uniformidade	%
D	Drenagem acumulada	mm
Dap	Densidade aparente do solo	g cm <sup>-3</sup>
D <sub>max</sub>	Dotação máxima de rega	mm
d <sub>r</sub>	Distancia relativa da Terra ao Sol	adim
D <sub>R</sub>	Dotação bruta de rega	mm
D <sub>U</sub>	Dotação útil de rega	mm
ET <sub>C</sub>	Evapotranspiração cultural	mm dia <sup>-1</sup>
ET <sub>loc</sub>	Evapotranspiração cultural corrigida para a rega localizada	mm dia <sup>-1</sup>
ET <sub>0</sub>	Evapotranspiração de referência	mm dia <sup>-1</sup>
EUN	Eficiência do uso de azoto	%
e <sub>a</sub>	Pressão de vapor de saturação	kPa
e <sub>d</sub>	Pressão atual de vapor	kPa
e° (T)	Função pressão de vapor de saturação	kPa
f <sub>lav</sub>	Fração de lavagem	mm
G	Densidade do fluxo de calor do solo	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
H <sub>max</sub>	Humidade relativa do ar máxima	%
H <sub>min</sub>	Humidade relativa do ar mínima	%
I <sub>r</sub>	Intervalo entre regas	dia
I <sub>rmax</sub>	Intervalo máximo entre regas	dia
J	Número do dia juliano	dia
K <sub>c</sub>	Coeficiente cultural	adim
K <sub>loc</sub>	Fator de redução ou de localização	adim
MS	Matéria seca	t ha <sup>-1</sup>
N <sub>g</sub>	Número de gotejadores em cada lisímetro	
p	Fator de depleção	adim
P	Precipitação efetiva	mm
P <sub>atm</sub>	Pressão atmosférica	kPa
P <sub>Hum</sub>	Percentagem de solo humedecido	%
q <sub>med</sub>	Caudal médio do setor	L h <sup>-1</sup>
q <sub>med,i</sub>	Caudal médio de cada quartil	L h <sup>-1</sup>
q <sub>g</sub>	Caudal do gotejador	L h <sup>-1</sup>
q <sub>25%</sub>	Caudal médio de 25 % do total de caudais com menor valor	L h <sup>-1</sup>
R <sub>a</sub>	Radiação total no topo da atmosfera	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
R <sub>n</sub>	Balanco total da radiação à superfície da cultura	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
R <sub>nl</sub>	Balanço da radiação de longo comprimento de onda	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
R <sub>ns</sub>	Balanço da radiação de curto comprimento de onda	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
R <sub>s</sub>	Radiação solar global efetiva	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>
R <sub>so</sub>	Radiação solar de curto comprimento de onda em condições de céu limpo	MJ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>

$R_n$	Balanço total da radiação à superfície da cultura	$\text{MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$
$T$	Temperatura do ar	$^{\circ}\text{C}$
$T_{\text{max}}$	Temperatura máxima do ar	$^{\circ}\text{C}$
$T_{\text{med}}$	Temperatura média do ar	$^{\circ}\text{C}$
$T_{\text{min}}$	Temperatura mínimo do ar	$^{\circ}\text{C}$
$T_r$	Tempo de rega diário	h
$u_2$	Velocidade do vento a 2 metros de profundidade	$\text{m s}^{-1}$
$z$	Altitude do local	m
$Z_r$	Profundidade do sistema radicular	m
$\gamma$	Constante psicométrica	$\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$
$\delta$	Inclinação solar	rad
$\Delta$	Declive da curva de pressão de vapor saturado em função da temperatura	mm
$\Delta S$	Variação do armazenamento de água no solo	mm
$\varepsilon_r$	Eficiência de aplicação relativa ao sistema de rega	%
$\theta_{\text{CC}}$	Teor de água no solo à tensão de 33 kPa (capacidade de campo)	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$
$\theta_{\text{CE}}$	Teor de água no solo à tensão de 1500 kPa (coeficiente de emurchecimento)	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$
$\theta_v$	Teor de água volumétrico no solo	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$
$\lambda$	Calor latente de vaporização	$\text{MJ kg}^{-1}$
$\varphi$	Latitude do local	rad
$\varphi D$	Fluxo de drenagem	mm
$\omega_s$	Angulo solar ao pôr do sol	rad

# **1 Introdução, objetivos e organização da dissertação**

Nas últimas décadas, com o aumento da produção de alimentos, em reposta ao aumento exponencial da população mundial, foi necessário aumentar do uso de recursos, como a água e os fertilizantes, e intensificar a atividade pecuária. Estima-se que em 2050 hajam 9 mil milhões de pessoas no mundo e que a produção agrícola global seja 60% superior à de 2005/2007 (Reetz, 2016).

O facto de os solos não conseguirem fornecer nutrientes em quantidades suficientes para atender às necessidades das plantas, é necessário fornecer esses nutrientes através da aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos. No entanto, por vezes alguns nutrientes que são cruciais para as plantas, como é o caso do N, são aplicados em excesso, sendo dispendiosos e em algumas situações prejudiciais para as plantas (Santos, 1991; Reetz, 2016).

A intensificação da atividade agrícola e pecuária tem sido apontada como responsável pelo agravamento de alguns problemas, tendo efeitos negativos diretos e indiretos sobre a saúde humana. Estudos mostram que a agricultura é, na Europa, uma das principais fontes de poluição com azoto (N) através das emissões difusas de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), óxido de azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e diazoto ( $\text{N}_2$ ) para a atmosfera e do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) para as águas superficiais e subterrâneas (Oenema et al., 2011).

Atualmente existe uma grande diversidade de fertilizantes orgânicos com finalidade de aumentar o teor de nutrientes no solo, como o é o caso do chorume. Com o aumento a atividade agropecuária, como por exemplo da bovinicultura, tem havido, nos últimos anos, um aumento da produção de fertilizantes orgânicos tais como o estrume e o chorume. Os agricultores têm necessidade de remover esses resíduos dos locais de produção animal e aplicam-nos no solo da própria exploração na maioria das vezes, fornecendo os excessos a agricultores da região.

A aplicação de chorume aos solos agrícolas tem sido associada a elevadas perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  e a emissões de gases efeitos de estufa (Webb et al., 2010). A inadequada taxa de aplicação, momento e método de aplicação pode ter um grande impacto ambiental no solo, na água e na atmosfera. Estes dependem ainda da origem do chorume, que influencia a sua taxa de mineralização, do tipo de solo onde este é aplicado, do clima e do facto de se tratar de cultura de sequeiro ou regadio.

A redução da taxa de aplicação dos fertilizantes azotados pode ser uma das práticas mais eficazes para a redução da poluição por N. No entanto, pode originar a redução do rendimento

da cultura (Zhou, et al., 2013). Por isso, é necessário aplicar práticas de gestão adequadas, de forma a diminuir as perdas de N mantendo o rendimento da cultura num dado sistema agrícola. A realização de um pré-tratamento ao chorume e a utilização de um método de aplicação adequado pode reduzir estas perdas e consequentemente permite uma maior disponibilidade de N para as plantas (Webb et al., 2010; Loyon, 2017). Contudo, alguns estudos recentes (e.g. Stevens e Quinton (2009)) têm demonstrado que existe a possibilidade de ocorrer troca entre as perdas de N na forma gasosa ( $N_2O$  e  $NH_3$ ) e a perda de nitratos por lixiviação. Como tal, devem ser realizados estudos para diferentes situações de aplicação do chorume.

A Diretiva de Nitratos definiu, através do seu Programa de Ação para as Zonas Vulneráveis aos Nitratos, uma limitação na aplicação de efluentes pecuários de  $170 \text{ kg de N total ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , incluindo a excreta dos animais em pastoreio. Este valor é o mesmo para todas as situações de aplicação de estrume e chorume, assumindo-se que a origem do N orgânico, o clima, o solo e as práticas de gestão da cultura e do estrume/chorume não influenciam a quantidade lixiviada (Demurtas et al., 2016).

Com este trabalho pretende-se assim contribuir para o esclarecimento do problema exposto, uma vez que Portugal é caracterizado por condições climáticas muito particulares, que têm efeito na dinâmica da água no solo e, consequente, na lixiviação de nitratos.

O objetivo principal do trabalho consistiu em determinar o impacto de diferentes estratégias de tratamento e aplicação de chorume bovino, nas perdas de N por lixiviação de nitrato numa cultura de milho para silagem. Consideraram-se duas estratégias de aplicação eficiente de chorume: a) injeção de chorume não tratado; b) aplicação à superfície de chorume acidificado (pH 5,5). Estas duas estratégias foram comparadas com a aplicação tradicional de chorume não tratado à superfície do solo seguida de incorporação. Comparou-se ainda, no caso do chorume acidificado, o efeito da incorporação após aplicação.

Como objetivo secundário, pretendeu-se avaliar o impacto das diferentes estratégias de pré-tratamento e aplicação sobre as propriedades de drenagem dos solos.

O estudo foi realizado em lisímetros de drenagem cultivados com milho para silagem, fertilizado com chorume bovino leiteiro, em solo arenoso e em solo franco arenoso.

A presente dissertação é constituída por 5 Capítulos. No primeiro Capítulo faz-se uma pequena introdução ao problema, apresentando-se o objetivo do estudo realizado e a organização do trabalho apresentado. No Capítulo 2, revisão bibliográfica, é feita uma breve referencia à problemática do uso do azoto na agricultura. Apresentam-se alguns possíveis

impactos do uso excessivo de fertilizantes e/ou da sua má gestão, especificamente no caso do chorume. Por último apontam-se aspetos da agricultura na região mediterrânica, tais como o uso da rega, que introduzem particularidades nos processos relativos ao azoto. O Capítulo 3 descreve as metodologias utilizadas em campo e também no tratamento dos dados. No Capítulo 4 são apresentados e discutidos os resultados. Finalmente, no capítulo 5, são apresentadas as conclusões. Apresentam-se ainda em Anexo alguns dados que se julga serem importantes, complementando o texto principal.



## **2 Revisão Bibliográfica**

Neste capítulo apresenta-se uma revisão dos assuntos de interesse para a compreensão do tema estudado no presente trabalho, em particular, para apoio à interpretação e discussão dos resultados. Começa, por isso, por se apresentar um subcapítulo sobre a agricultura e a problemática do azoto. Seguidamente são apresentadas as principais formas de azoto existentes no solo num sistema agrícola e discute-se a influência dos diversos fatores bióticos e abióticos nas suas transformações. No ponto seguinte abordam-se os principais processos de perda de azoto, com ênfase nas perdas por lixiviação e nos fatores que influenciam o seu potencial. Expõem-se ainda alguns conceitos relativos à importância do azoto para as plantas e a fertilização azotada, dando-se relevância ao chorume e ao problema do seu potencial impacto ambiental negativo, pois este é um aspeto central deste trabalho. São apresentadas algumas técnicas de pré-tratamento e de aplicação do chorume que permitem minimizar o seu impacto no ambiente. Nos subcapítulos seguintes apresenta-se o caso particular da zona mediterrânea e das características específicas de clima e solo que influenciam a gestão do chorume na agricultura. Justifica-se também a importância do cálculo das necessidades de rega e sua condução como condição fundamental para o controlo do problema.

### **2.1 A agricultura e a problemática do azoto**

#### **2.1.1 Aspetos gerais**

A agricultura é, na Europa, uma das principais fontes de poluição de azoto (N) através das emissões difusas de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), óxido de azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e monóxido de azoto (NO) para a atmosfera e do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) para as águas superficiais e subterrâneas (Oenema et al., 2011). Embora algumas medidas tenham já sido tomadas para reduzir os excessos de N, a poluição difusa de origem agrícola e o seu efeito sobre as águas superficiais e subterrâneas dos países da União Europeia é ainda um problema preocupante. As tecnologias e as medidas para reduzir as emissões existem, mas a diversidade dos sistemas agrícolas do ponto de vista de solos, climas, culturas, tipos de fertilizantes, entre outros e a complexidade das vias através das quais ocorrem as perdas faz com que a sua aplicação não tenha a mesma eficácia para os diferentes sistemas de produção (Cameira e Mota, 2017).

Se, por um lado, as perdas de N nas suas diferentes formas para os diversos compartimentos ambientais, podem causar sérios problemas ambientais e na saúde humana, por outro, as perdas no sistema solo-planta originam uma redução da fertilidade do solo e da produção das plantas. Podemos, pois, referir a existência de consequências negativas ambientais e agronómicas da perda de N.

A falta de cuidado na definição dos planos de fertilização é tida como um dos fatores responsáveis pelas perdas elevadas de N. Sendo este um fator limitante de crescimento e produção, os agricultores tendem a utilizá-los em excesso e sem considerar os aspectos particulares de cada tipo. Por outro lado, os diferentes fertilizantes possuem características específicas que requerem que a sua aplicação em variadas condições seja estudada do ponto de vista agronômico e ambiental.

#### 2.1.2 Impacto ambiental e na saúde humana das perdas de azoto

O  $\text{NO}_3^-$  é um poluente muito frequente das águas subterrâneas e superficiais, que são importantes fontes de água para a agricultura e para o consumo humano. A sua presença em excesso nestas águas pode resultar em eutrofização das águas superficiais e formação de água não potável (Gheysari et al, 2009; Jia et al., 2014). A eutrofização origina um crescimento excessivo das algas e plantas aquáticas, o que limita o aumento de população de peixes, nos lagos e rios (Cameron et al., 2013). O consumo de água com excesso de  $\text{NO}_3^-$  pode originar riscos para a saúde humana, nomeadamente causa metamoglobinemia nas crianças e pode haver também uma relação (não provada cientificamente) com a ocorrência de cancro de estômago e doenças do coração em indivíduos adultos (Cameira e Mota, 2017).

As perdas gasosas ( $\text{NH}_3$ , NO e  $\text{N}_2\text{O}$ ) para a atmosfera contribuem direta e indiretamente para os efeitos negativos da saúde humana (Moldanovaá et al., 2011). A agricultura contribui com 50% do  $\text{NH}_3$  que é volatilizado em todo o mundo (Cameron et al., 2013). A maioria do  $\text{NH}_3$  volatilizado dissolve-se na água das chuvas e causa acidificação e eutrofização dos ecossistemas ao retomar à superfície terrestre pelas chuvas ou por deposição seca. Assim, o  $\text{NH}_3$  tem impacto nas alterações climáticas (Cameira e Mota, 2017) e na saúde humana.

Aproximadamente 62% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  globais totais são originadas de solos agrícolas e não agrícolas (Cameron et al., 2013). Uma parte do  $\text{N}_2\text{O}$  emitido para a atmosfera é convertido em NO, que destrói a camada de ozono responsável por proteger a superfície terrestre da radiação ultravioleta (Varennnes, 2003). O aumento da incidência da radiação ultravioleta na superfície terrestre tem consequências ambientais e humanas (Cameron et al., 2013). O  $\text{N}_2\text{O}$  apresenta um tempo de residência na atmosfera de centenas de anos e tem um efeito de estufa cerca de 300 vezes superior o dióxido de carbono, que é o gás com menor efeito de estufa (Brady e Weil, 2008). O NO e o  $\text{N}_2\text{O}$  libertados para a atmosfera podem também contribuir para a formação do ácido nítrico, um dos principais constituintes das chuvas ácidas (Brady e Weil, 2008)

No solo, a acumulação de N mineral tem elevado impacto na qualidade ambiental, nomeadamente perda de diversidade, dominação de infestantes e acidificação do solo (Ollivier et al., 2011).

### 2.1.3 Legislação europeia e nacional

De forma a minimizar os elevados efeitos negativos no ambiente e na saúde humana e animal, a União Europeia (UE) tomou algumas medidas. Assim, em dezembro de 1991, adotou a Diretiva de Nitratos nº 91/676/CC, com o objetivo de proteger a qualidade da água prevenindo a lixiviação de nitratos proveniente das atividades agrícolas e promovendo a adoção de um código para “Boas Práticas Agrícolas”.

Foram então definidas as Zonas Vulneráveis aos Nitratos (ZVN) como sendo “áreas que drenam para as águas poluídas ou suscetíveis de serem poluídas por nitratos e onde se pratiquem atividades agrícolas que possam contribuir para a poluição das mesmas”. Em 2015 foram definidas nove ZVN em Portugal Continental e oito na Região Autónoma dos Açores (Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, 2016). Nelas, a diretiva exige que a concentração de  $\text{NO}_3^-$  nas águas subterrâneas não pode exceder os  $50 \text{ mg L}^{-1}$  (valor máximo admitido, VMA).

No entanto, em 85% das terras agrícolas europeias, a concentração nas águas subterrâneas excede os  $25 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  e aproximadamente 22% da água colhida nessas áreas excede o VMA (Piccini et al., 2016). Além disso, metade da população europeia vive em áreas no qual a concentração de  $\text{NO}_3^-$  é superior a  $25 \text{ mg L}^{-1}$  e 20% vive nas áreas onde a concentração supera os  $50 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  (Grizzeti, 2011).

Nas ZVN é necessário mudar as práticas de fertilização de forma a prevenir a acumulação de N nos solos. Nos fertilizantes minerais apenas é restrito que a aplicação não deve exceder as necessidades das plantas, uma vez que os fertilizantes minerais tem maior eficiência que os fertilizantes orgânicos (Demurtas et al., 2016). O uso de fertilizantes orgânicos, como o estrume e chorume, foi restringido a  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$  por ano, com períodos específicos para as aplicações. Em Portugal Continental, o artigo 8º da Portaria nº 259/2012 limita a aplicação de efluentes pecuários a  $170 \text{ kg de N total ano}^{-1}$ , incluindo a excreta dos animais em pastoreio (DGADR, 2016). A aplicação de fertilizantes minerais não deve exceder as necessidades das plantas, definidas nos Cadernos de Campo. No entanto, não há distinções entre os diferentes tipos de fertilizantes orgânicos, assumindo-se que a fonte do N orgânico e a sua gestão não influencia a quantidade lixiviada (Demurtas et al., 2016). Na realidade, taxas de disponibilização do N variam, devido às diferentes taxas de mineralização da matéria orgânica (m.o.) associadas à sua razão Carbono/Azoto (C/N).

## 2.2 O azoto nos sistemas agrícolas

O azoto é um elemento químico essencial para a existência de vida na Terra. Sendo um dos constituintes de compostos e complexos organominerais dos seres vivos, tal como proteínas,

aminoácidos, ácido nucleicos e clorofila nas plantas, é um macronutriente importante (Santos, 1991). Está sujeito a várias transformações físicas e químicas, armazenamento e transporte no solo, o que influencia a disponibilidade para as plantas e o potencial para ser perdido (Figura 2.1).

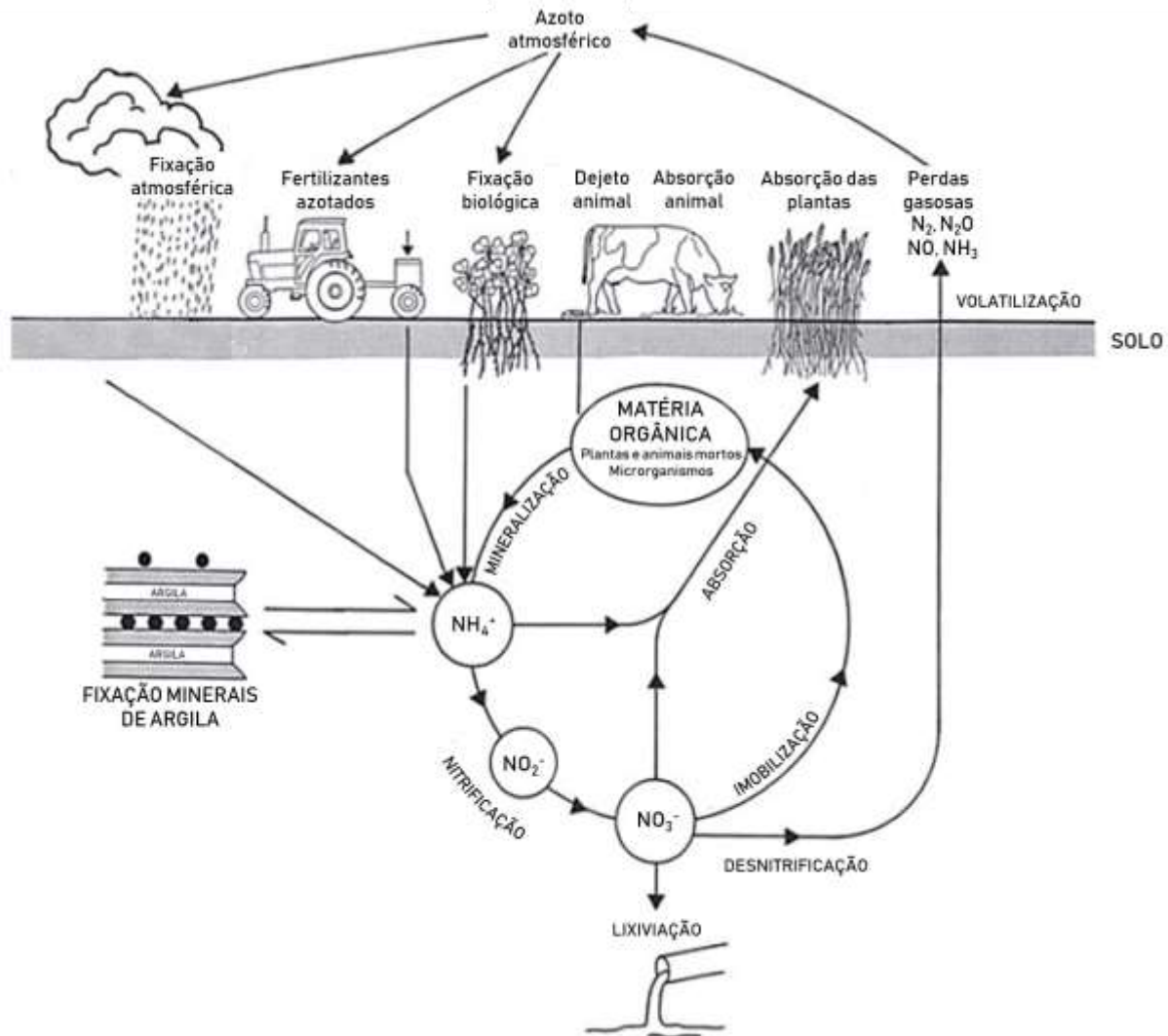


Figura 2.1 - Ciclo do azoto no solo (adaptado de Di e Cameron (2002)).

### 2.2.1 Formas e transformações do azoto no sistema agrícola

O diázo ( $N_2$ ) é um dos gases mais abundantes na atmosfera terrestre, constituindo cerca de 78% dos gases atmosféricos. Apesar de ser abundante na atmosfera, poucos seres vivos são capazes de utilizar esta forma, sendo necessária a conversão em formas biologicamente utilizáveis pelas plantas, tais como o  $NO_3^-$  e o ião amoniacal ( $NH_4^+$ ). O  $N_2$  pode ser capturado por microrganismos que vivem livremente no solo ou que estabelecem relações simbióticas com as plantas e convertido em  $NH_3$ , num processo denominado fixação biológica do azoto. Para além da fixação biológica, os átomos de N da forma molecular são separados pela energia dos relâmpagos e ligam-se a átomos de oxigénio existentes na atmosfera formando

o NO. Este é depositado na superfície terrestre pela água da chuva, constituindo um processo denominado de fixação atmosférica. No entanto, a maior parte do N é fixado pelas bactérias, apresentando os processos abióticos menor escala (Santos, 1991; Laegreid et al, 1999).

O solo constitui outro dos repositórios onde o N está presente em várias formas: (a) m.o. vegetal tal como raízes e resíduos de plantas; (b) fazendo parte da biomassa dos organismos e microrganismos do solo; (c) como  $\text{NH}_4^+$  ligado a minerais de argila e à m.o.; (d) na solução do solo na forma de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  (Cameron et al., 2013).

No solo, o N encontra-se maioritariamente na forma orgânica (95 a 98%). Porém, esta forma não é absorvida pelas plantas, sendo necessário a sua transformação em formas minerais, num processo denominado mineralização (Santos, 1991).

A mineralização é realizada em duas fases (aminização e amonificação) por microrganismos heterotróficos que utilizam o azoto das formas orgânicas da m.o., como fonte de energia para o seu metabolismo, e libertam o excesso de N sob a forma de  $\text{NH}_4^+$  (Varennnes, 2003). Simultaneamente, pode ocorrer a reação inversa (imobilização), ou seja, conversão do N mineral em formas orgânicas pelos microrganismos que decompõem a m.o.. A reação a decorrer preferencialmente depende da razão C/N da m.o. incorporada ou presente no solo. A mineralização predomina a C/N baixa e a imobilização predomina a C/N elevada (Santos, 1991). O balanço entre os dois processos é a mineralização líquida. Quando resíduos ricos em carbono (C/N superior 30/1) são incorporados no solo, como é o caso da palha de cereais que possui uma razão C/N entre 60/1 e 70/1, ocorre a imobilização, sendo acentuada na fase inicial, uma vez que o N no solo não é suficiente para os microrganismos iniciarem a decomposição. A incorporação de resíduos com C/N < 20/1, como é o caso da sideração, conduz a um aumento de N mineral (Varennnes, 2003). Ou seja, se a C/N estiver entre 20/1 e 30/1, o N mineral é libertado conforme a taxa de absorção das plantas.

Para além da razão C/N da m.o., outros fatores influenciam a taxa de mineralização. A temperatura afeta o crescimento e a atividade da população microbiana (Haynes, 1986), tendo o seu aumento um efeito positivo na mineralização. Porém, a temperatura ótima e o seu efeito na cinética da mineralização é diferente para os diferentes tipos de solos e ambiente (MacDonald et al., 1995; Zogg et al., 1997; Zak et al., 1999). A humidade influencia positivamente a mineralização do N, uma vez que a disponibilidade de água tem efeito no crescimento e na nutrição microbiana. Em solos secos, a escassez de água tem impacto negativo na mineralização pois há um aumento da pressão osmótica que vai aumentar os requisitos de energia dos microrganismos para a osmorregulação (Harris, 1981). O pH ótimo para o crescimento da biomassa microbiana situa-se perto da neutralidade, sendo a mineralização restringida para pH baixo (Haynes, 1986). Um teor de sais na solução do solo

elevado tem efeito negativo na mineralização, devido à osmorregulação requerida para que os microrganismos possam contrariar a alta concentração de sais no exterior.

A primeira forma mineral resultante, a amoniacal, pode ser absorvida pelas plantas e adsorvida nas partículas negativas do solo. Todavia, o  $\text{NH}_4^+$  pode ser perdido por volatilização através da superfície do solo ou ser convertido na forma nítrica, num processo denominado nitrificação.

A nitrificação é um processo aeróbio realizado em duas etapas sucessivas por dois géneros de bactérias nitrificantes. A primeira consiste na oxidação de  $\text{NH}_3$  ou  $\text{NH}_4^+$  a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) pelas bactérias do género *Nitrossomas* e a segunda na conversão de  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  pelas bactérias do género *Nitrobacter*. A segunda fase é um processo rápido, logo o  $\text{NO}_2^-$  raramente se acumula no solo. Na primeira fase, o  $\text{NH}_4^+$  também pode ser convertido a  $\text{N}_2\text{O}$  (Santos, 1991) que é um poderoso gás de estufa. A nitrificação máxima pode ser alcançada entre 7 a 14 dias, em condições ideais (Fangueiro et al., 2014).

A nitrificação depende da disponibilidade de  $\text{NH}_4^+$  no solo. Elevadas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$  podem restringir a atividade da *Nitrobacter*, sendo esta mais sensível que a *Nitrossomas*. Consequentemente, há uma maior acumulação de  $\text{NO}_2^-$  no solo que é tóxico para as plantas (Varennnes, 2003). A formação de  $\text{NO}_3^-$  também depende dos fatores seguidamente referidos.

A temperatura ótima para a população microbiana nitrificante ronda os 25-30°C (Haynes, 1986). À medida que a temperatura diminui ou aumenta, a atividade da população diminui. No entanto, a temperaturas inferiores a 5°C ainda ocorre nitrificação, apesar de ser mais lenta do que a temperaturas elevadas (Cameron et al., 2013). A atividade das nitrobactérias é nula abaixo de 0°C e acima de 50°C (Santos, 1991).

A nitrificação é máxima em solos com teor de água perto da capacidade de campo (Haynes, 1986), com cerca de 60% dos poros com água (Brady e Weil, 2008). Em solos com teores de humidade superiores e em solos secos, a nitrificação é mais lenta. No entanto, em solos com humidade perto da capacidade de emurchecimento ainda pode ocorrer nitrificação (Cameira e Mota, 2017).

A nitrificação ocorre em solos com valores de pH entre os 4,4 e 7,5 (Haynes, 1986). Quando o pH é muito elevado, a atividade das bactérias do género *Nitrobacter* é reduzida, havendo uma acumulação de  $\text{NO}_2^-$  (Cameron et al., 2013)

Como se trata de processo realizado por microrganismos aeróbios, é necessário que o solo seja bem arejado. A nitrificação é favorecida quando a percentagem de oxigénio ( $\text{O}_2$ ) no solo é semelhante à atmosférica, ou seja 20% (Santos, 1991).

Como o  $\text{NO}_3^-$  é uma das principais formas de assimilação de N pelas plantas, a nitrificação é uma fase muito importante do ponto de vista agronômico e ecológico. Todavia, esta forma possui carga negativa tal como as partículas do solo pelo que não é fixada no complexo de troca. Uma vez que é solúvel na água do solo, o  $\text{NO}_3^-$  é facilmente transportado por convecção, o que constitui a lixiviação (Varennnes, 2003).

O  $\text{NO}_3^-$  no solo pode ainda ser desnitrificado, se ocorrerem condições de anaerobiose prolongada, devido à ação das bactérias anaeróbias facultativas do gênero *Pseudomonas*. O  $\text{NO}_3^-$  é usado como aceitador final de elétrons, sendo reduzido a  $\text{N}_2$  e devolvido à atmosfera. Com a desnitrificação, o pH do solo aumenta devido ao consumo de átomos de hidrogénio. Este processo ocorre frequentemente em solos alagados durante longos períodos de tempo onde a difusão de  $\text{O}_2$  é limitada (Santos, 1991; Laegreid et al., 1999).

Para além de depender da concentração de  $\text{NO}_3^-$  no solo, a desnitrificação depende também da interação entre as propriedades do solo, microrganismos do solo, fatores climáticos e práticas culturais. Mais detalhes podem ser encontrados em Varennnes (2003), Sobieszuk e Szewczyk (2006), Brady e Weil (2008) e Signor e Cerri (2013).

Para além do  $\text{N}_2$ , na desnitrificação também pode resultar o  $\text{N}_2\text{O}$  e o NO. A proporção dos três gases resultantes, depende do teor de oxigénio, pH, temperatura e concentração de  $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$  disponível. A formação de  $\text{N}_2\text{O}$  é favorecida em solos ácidos, teor de carbono baixo, solos não relativamente molhados (presença de oxigénio), concentração de  $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$  elevada (Brady e Weil 2008) e elevado fornecimento de N (Cameira e Mota 2017).

## 2.2.2 Perdas do azoto no sistema agrícola

Como foi referido anteriormente, o N é um elemento muito dinâmico no ecossistema, podendo ser química/biologicamente convertido em várias formas. A conversão nas formas assimiláveis pelas plantas ocorre muitas vezes a uma taxa superior àquela com que as plantas as conseguem utilizar. De um modo geral, as plantas apenas assimilam 55% do azoto global aplicado, estando o restante sujeito a perdas para diferentes compartimentos dos ecossistemas, nomeadamente a atmosfera (emissões gasosas de NO,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NH}_3$ ) e as águas superficiais e subterrâneas (lixiviação do  $\text{NO}_3^-$ , erosão e escoamento superficial de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) (Ollivier et al., 2011). Descrevem-se seguidamente as perdas de maior interesse no âmbito do presente estudo.

### 2.2.2.1 Lixiviação do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )

A lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  consiste no transporte predominantemente convectivo do ião, associado ao escoamento de água através do perfil do solo e para fora da zona radical das culturas. Este processo ocorre devido a duas características do  $\text{NO}_3^-$  que lhe conferem elevada

mobilidade: i) não é retido no complexo de troca do solo e ii) é solúvel na solução do solo. Assim, quando não é absorvido pelas plantas apresenta elevado risco de lixiviação, principalmente após eventos de precipitação e/ou rega (Santos, 1991; Laegreid et al., 1999). Em determinadas condições, a lixiviação do  $\text{NO}_3^-$  existente em solos cultivados pode ser uma importante perda de N (Silva et al., 2012).

O potencial de lixiviação de um ecossistema agrícola depende essencialmente de dois fatores: a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução de solo e o movimento da água no solo. Estes por sua vez são influenciados por vários fatores, tais como:

**Propriedades do solo:** A textura do solo tem efeito na lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ . Nos solos arenosos, o potencial de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  é maior do que nos solos argilosos, pois o movimento da água é mais rápido e o potencial para desnitrificação é menor (Cameron et al., 2013). O teor de m.o. e a sua taxa de mineralização podem também afetar as perdas de N por lixiviação uma vez que influenciam a quantidade de nitrato existente no solo em cada momento (Cameron et al., 2013).

**Clima:** As perdas por lixiviação em regiões temperadas normalmente são maiores durante o final do outono, no inverno e nos primeiros meses da primavera, quando a capacidade de absorção de N pelas plantas é baixa, a precipitação é elevada (Cameron et al., 2013) e a evapotranspiração é baixa (Varennnes, 2003). As primeiras chuvas podem lixiviar o  $\text{NO}_3^-$  do fertilizante residual deixado depois da colheita da cultura anterior e libertado pela mineralização da m.o. do solo. A acumulação de nitratos no solo superficial pode resultar de um verão seco com baixo crescimento das plantas e baixa absorção de N, pelo que este pode ser perdido por lixiviação no inverno seguinte (Cameron et al., 2013).

**Sistema cultural:** Alguns sistemas culturais apresentam, à partida, maior potencial para perdas por lixiviação que outros. Apesar de ser difícil de quantificar o  $\text{NO}_3^-$  lixiviado nos diferentes sistemas, Di e Cameron (2002) indicam que as perdas aumentam na seguinte ordem: floresta, pastagens naturais, pastagens, culturas arvenses, culturas hortícolas. Nas florestas, o potencial de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  é menor do que em sistemas agrícolas uma vez que as entradas de N são menores (Di e Cameron, 2002). Nas pastagens, a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  pode ser significativa, uma vez que 60 a 90% do N digerido pelos animais no local do pastoreio retoma ao solo sob a forma de dejetos, embora com uma distribuição irregular. Por sua vez, o tipo de animal a pastorear também influencia o potencial de lixiviação (Di e Cameron, 2002). Nos sistemas de produção de culturas arvenses e hortícolas o potencial de lixiviação do  $\text{NO}_3^-$  é mais elevado, sendo maior nos sistemas de produção de hortícolas (Goulding, 2000). Este, particular, requer uso intensivo de recursos, nomeadamente água e fertilizantes, num tempo e espaço concentrado (Pionke et al., 1990; Zhu et al., 2005; Peña-Fleitas et al., 2015).



A lixiviação do  $\text{NO}_3^-$  é também influenciada por práticas agrícolas, tais como tipo, quantidade, data e frequência de aplicação de fertilizante mineral e/ou orgânico (Laegreid et al., 1999) e dotações e frequência de rega (Gheysari et al., 2009).

Quando a quantidade de N aplicado excede a capacidade de absorção das plantas, o potencial de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  aumenta. O que ocorre quando os agricultores aplicam quantidades excessivas devido a não contabilidade de N contido nos fertilizantes utilizados e o existente no solo (Laegreid et al., 1999). A data de aplicação depende muitas vezes do clima. As maiores perdas ocorrem quando o estrume é aplicado no outono, porque o solo está suficientemente quente para a mineralização e a precipitação no outono e inverno remove o N para fora do perfil do solo (Cameron et al., 2013). O teor de C e N contido nos resíduos orgânicos tem efeito na lixiviação. Quando incorporados no solo resíduos orgânicos com elevada razão C/N inicia-se a imobilização do N mineral, reduzindo, assim, o nutriente disponível durante o desenvolvimento da planta e principalmente a remoção do  $\text{NO}_3^-$ , pelo que contribuem para a redução da lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (Carneiro et al., 2012). Piccini et al. (2016) observaram que altos valores de N lixiviado são observados durante o inverno em eventos de elevada precipitação e/ou elevadas taxas de aplicação de fertilizantes, e no verão são observados apenas com elevada fertilização e/ou rega superior às necessidades hídricas da planta.

Numa rega bem conduzida não há lixiviação significativa, uma vez que não ocorrendo drenagem, o potencial de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  é reduzido (Cameron et al., 2013). Mas, a aplicação de quantidades desnecessárias pode aumentar as perdas de N por lixiviação. Para além da quantidade de água aplicada, os diferentes sistemas de rega e as eficiências potenciais que lhe estão associadas têm impacto na lixiviação do  $\text{NO}_3^-$ . As perdas de N por lixiviação tendem a ser maiores na rega por alagamento do que na rega por aspersão pois a quantidade de água aplicada é, muitas vezes, superior ao que a zona radical do solo consegue armazenar. Por sua vez, a rega por aspersão tem maior impacto na lixiviação do que a rega localizada (Gheysari et al., 2009). Nesta última são aplicadas dotações muito pequenas junto da planta, sendo humedecida apenas uma parte do volume de solo. Criam-se, então, as melhores condições para a planta utilizar toda a água fornecida, não ocorrendo drenagem.

#### 2.2.2.2 Volatilização de amoníaco ( $\text{NH}_3$ )

A volatilização consiste na conversão de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NH}_3$ , que é perdido para atmosfera quando há um desequilíbrio entre o  $\text{NH}_3$  gasoso e o  $\text{NH}_3$  em solução (Laegreid et al., 1999). O  $\text{NH}_3$  suscetível à volatilização resulta da fixação do N e da mineralização de matéria orgânica ou de resíduos de culturas com elevado teor de N e baixa razão C/N.

A volatilização depende de vários fatores, tais como a temperatura, a humidade, o pH, a textura do solo e a capacidade de troca catiónica do solo. A temperatura elevada aumenta as perdas de N por volatilização por diminui a solubilidade do  $\text{NH}_3$  na água. Solos secos com baixa humidade e solos alcalinos o potencial é maior. Solos com baixa capacidade de troca catiónica, como nos solos arenosos que tem baixo teor de m.o., podem ser maiores (Cameron et al., 2013). A velocidade do vento também influencia a volatilização do  $\text{NH}_3$ , uma vez que transporta o gás para longe e diminui a concentração na interface solo-ar (Varennnes, 2003).

O tipo de fertilizante utilizado pode ser propício a mais perdas de N, como é o caso do estrume animal em que as perdas por volatilização de  $\text{NH}_3$  são elevadas. A aplicação significativa de água depois da aplicação de fertilizantes pode reduzir a volatilização (Varennnes, 2003), como é o caso da aplicação de rega após a aplicação de fertilizante de urea (Sanz-Cobena et al., 2008).

#### 2.2.2.3 Emissão de óxidos de azoto ( $\text{NO}$ e $\text{N}_2\text{O}$ )

Como já visto anteriormente, da desnitrificação podem resultar  $\text{NO}$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , o último em maiores quantidades. A maioria do  $\text{N}_2\text{O}$  produzido no solo é da responsabilidade da desnitrificação, no entanto na nitrificação, quando o  $\text{O}_2$  é limitado, pode haver formação de  $\text{N}_2\text{O}$  (Cameira e Mota, 2017). Durante a nitrificação, com o aumento do pH, do teor de m.o. e da humidade, com as temperaturas entre os 5-40°C e pela adição de formas de N nitrificantes, como estrume de animais e resíduos de plantas, a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  é maior (Signor e Cerri, 2013). Estes gases por serem voláteis e pouco solúveis em água, são emitidos para a atmosfera, conduzindo assim a perdas de azoto. Para além de que o  $\text{N}_2\text{O}$  formado não é reconvertido para formas biologicamente disponíveis.

A emissão gasosa deste gás de estufa é menor no inverno, mas tende a aumentar quando a temperatura do solo é superior a 8°C. A perda ocorre maioritariamente na camada superficial onde a atividade biológica é maior, dependendo do estado físico do solo e da fase de decomposição dos resíduos. (Archer, 1985). Em solos muito ácidos, a maioria da perda de N ocorre na forma de  $\text{N}_2\text{O}$  (Brady e Weil, 2008)

#### 2.2.2.4 Erosão e escoamento superficial

A erosão hídrica e/ou eólica do solo provoca um arrastamento de partículas e, consequentemente, dos elementos nelas adsorvidos, como é o caso do  $\text{NH}_4^+$ . Assim, a erosão também pode contribuir para as perdas de N (Santos, 1991).

O escoamento superficial é importante nos períodos com elevada precipitação em solos com reduzida permeabilidade de água, devido às características físicas ou camadas superficiais

de água elevadas. Nos climas mais frios quando ocorre o degelo, maior o potencial de escoamento. Nesta altura do ano também pode ocorrer arrastamento de nutrientes, como o N, de fertilizantes que tenham sido aplicados antes do Inverno (Varennnes, 2003). A duração entre o dia de aplicação de estrume e o primeiro evento de precipitação influencia as perdas de N por escoamento superficial tal como o tipo de fertilizante utilizado (Smith et al., 2007).

## **2.3 A importância do azoto para as plantas e a fertilização azotada**

### **2.3.1 O azoto nas plantas**

O N é, depois da água, o fator mais importante para as plantas, sendo um dos constituintes dos aminoácidos, ácidos nucleicos e clorofila, responsável pela fotossíntese (Brady e Weil, 2008). Por desempenhar funções específicas não pode ser substituído por outro nutriente. É um macronutriente absorvido pelas plantas em quantidades elevadas e por vezes superiores às necessárias, sem ser fitotóxico (Santos, 1991). Um bom fornecimento de N estimula o crescimento e desenvolvimento das raízes bem como a absorção de outros nutrientes. As plantas respondem imediatamente ao aumento da disponibilidade de N, aumentando o teor de grãos nos cereais, o teor de proteína nas sementes e a suculência de folhas, caules e tubérculos (Varennnes, 2003).

Por ter tão grande influência na planta, por vezes é aplicado em excesso pelos agricultores, o que, para além de ser dispendioso, traz inconvenientes às plantas. Um exemplo corresponde ao crescimento muito rápido, plantas mais verdes e com mais vigor vegetativo (Santos, 1991). Em consequência, diminui a resistência às pragas e doenças e às condições climáticas adversas, como a seca e a geada, pois as paredes da planta ficam mais finas (Laegreid et al., 1999). Também há um aumento da área foliar com folhas mais largas, embora mais finas e eretas, que aumentam o ensombramento e o desenvolvimento das pragas e doenças é mais propício (Varennnes, 2003). Outro inconveniente da aplicação excessiva de N é a diminuição da qualidade das plantas, a nível da cor e sabor das frutas e do teor de açúcar nos vegetais. Nas forragens pode ocorrer acumulação de nitratos, sendo prejudiciais para o gado (Brady e Weil, 2008). Nos cereais, o excesso de N leva à formação de caules mais compridos aumentando o risco de acama (Varennnes, 2003) e pode atrasar a maturação, ocorrendo numa época em que as condições de secagem são mais difíceis (Santos, 1991). O afilhamento é afetado assim como o número de espigas, o número de grãos por espiga, o rendimento do grão (Varennnes, 2003) e a matéria seca (Santos, 1991).

A maior parte do N é absorvido pelas raízes, na forma de  $\text{NO}_3^-$  e/ou  $\text{NH}_4^+$ . O  $\text{NH}_4^+$  está adsorvido pelos coloides e existe em baixa concentração na solução do solo, aproximando-se das raízes principalmente por difusão. Já o  $\text{NO}_3^-$ , que se encontra maioritariamente na

solução do solo, movimenta-se por fluxo de massa atingindo as raízes rapidamente e em maior quantidade. Por esta razão, as raízes têm maior facilidade em absorver o anião. A forma que é preferivelmente assimilada depende de fatores genéticos e ambientais, tais como o arejamento, o pH do solo e as proporções entre as diferentes formas (Santos, 1991).

### 2.3.2 Fertilização azotada

Na quase totalidade dos solos, não se encontra N em quantidades suficientes para a utilização pelas plantas, sendo por isso indispensável aplicá-lo através de fertilizantes (Santos, 1991). Os fertilizantes podem ser minerais ou orgânicos. Neste trabalho apresentar-se-ão apenas os orgânicos, em particular os chorumes, dado o âmbito do estudo.

Entre os materiais orgânicos utilizados para fornecer N às plantas encontram-se os estrumes e chorumes. Dependendo dos autores, ambos podem ser classificados como corretivos (Santos, 1991) ou fertilizantes orgânicos (Varennnes, 2003).

O estrume é definido como o conjunto de dejetos sólidos e líquidos misturados com restos alimentares e matérias vegetais utilizados na cama dos animais. O chorume corresponde aos dejetos de animais estabulados sem cama, que são removidos e recolhidos juntamente com a água de lavagem (Varennnes, 2003). A composição dos estrumes e chorumes depende da espécie e da idade do animal, do regime de estabulação, do tipo e quantidade de alimento digerido e do material vegetal utilizado na cama. A percentagem de N total (azoto mineral e orgânico) é maior no chorume comparativamente com o estrume (Varennnes, 2003).

### 2.3.3 Chorume

A aplicação de chorume tem como benefício aumentar o teor de m.o. e de nutrientes, especialmente N no solo. Para além disso constitui uma fonte de carbono para os microrganismos do solo (Santos, 1991; Varennnes, 2003).

O chorume contém N em ambas as formas, orgânica e inorgânica, predominando, na última, a forma amoniacal (Hernández et al., 2013; Kayser et al., 2014). As formas inorgânicas podem ser imediatamente assimiladas pelas plantas, ou imobilizadas, enquanto que as formas orgânicas são mineralizadas (Hernández et al., 2013), com uma rapidez que depende da C/N. No entanto, apenas uma parte do N orgânico é mineralizado e nitrificado no ano de aplicação, ficando o restante disponível ao longo dos anos, dependendo das perdas que ocorram nesse período (Varennnes, 2003). Mas com aplicações regulares, o chorume pode produzir um efeito acumulativo sobre a quantidade de N mineralizado durante os anos seguintes (Kayser et al., 2014).

A aplicação de chorume pode influenciar a produtividade da cultura, a produção de biomassa e a acumulação de N no grão, no caso dos cereais (Hernández et al., 2013), devido ao aumento da concentração de N mineral e N orgânico no solo (Demurtas et al., 2016). Deste modo, a utilização de chorume permite reduzir as aplicações de fertilizantes minerais.

Uma outra razão de grande importância para a aplicação de chorumes por parte dos agricultores, relaciona-se com a necessidade da sua remoção dos locais de produção animal. Em Portugal, a bovinicultura tem sofrido oscilações ao longo dos anos. Desde 1989 (data a partir do qual há registos), o maior número de cabeças normais de bovinos foi registado em 2016. Mas como se verifica na Figura 2.2, enquanto que, na maior parte das regiões tem ocorrido uma manutenção ou ligeira diminuição do efetivo de bovinos, no Alentejo tem havido um aumento gradual, tendo-se atingido em 2016 cerca do dobro do primeiro ano de registos.

Ao nível do país, cerca de 94,76 % do estrume e chorume produzidos nas explorações, foi usado na exploração em 2009 como fertilizante orgânico (INE, 2017b). Este é o último ano de dados existentes, pois o próximo recenseamento geral agrícola decorrerá apenas em 2019.

Nos sistemas de pecuária de bovinos leiteiros intensivos, a aplicação de chorume é regularmente realizada antes da sementeira de cada cultura. Geralmente, nestes sistemas, as culturas fertilizadas com chorume são forrageiras utilizadas na alimentação dos animais. Nas zonas mediterrâneas, como Portugal, o sistema agrícola aveia outono/inverno e milho forragem primavera/verão é muito comum em associação com produção pecuária (Carneiro et al., 2012).

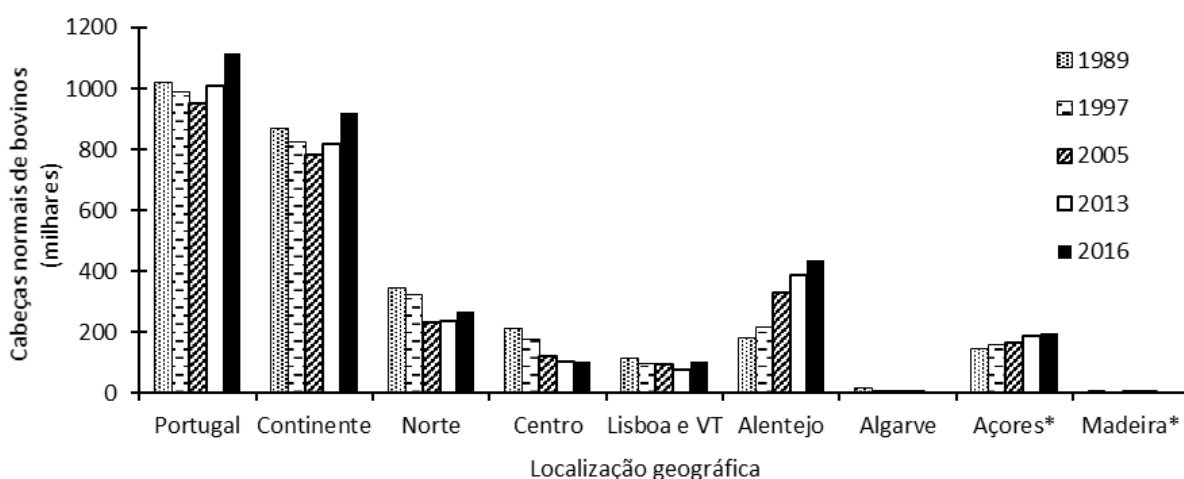


Figura 2.2 - Número de cabeças normais totais de bovino por localização geográfica (INE, 2017a).

#### 2.3.3.1 Impacto ambiental associados ao uso de chorume

Para além do problema do odor, a utilização de chorume pode ter impactos ambientais indesejados, associados às perdas de N que poderão ocorrer (Bierer et al., 2017).

As perdas frequentemente associadas à aplicação de chorume correspondem à volatilização de  $\text{NH}_3$  e às emissões de gases efeitos de estufa, tais como o  $\text{N}_2\text{O}$  (Webb et al., 2010). As perdas por volatilização sob a forma de  $\text{NH}_3$  ocorrem imediatamente após a aplicação do chorume no solo. Podem também ocorrer perdas sob a forma de  $\text{N}_2\text{O}$ , em resultado dos processos de nitrificação e desnitrificação (Kayser et al., 2014). A desnitrificação predomina em solos mal drenados e com teor de água elevado.

Contudo, alguns estudos recentes (e.g. Stevens e Quinton (2009)) têm demonstrado que existe a possibilidade de ocorrer trocas entre as perdas de N na forma gasosa ( $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NH}_3$ ) e a perda de nitratos por lixiviação. Esta será uma das perdas mais importantes logo após a aplicação do chorume e no inverno, durante o qual a desnitrificação ocorre em pequena escala (Fangueiro et al., 2014), uma vez que a mineralização e a nitrificação ocorrem lentamente e durante todo o ano de aplicação o risco de lixiviação aumenta, não só no ano de aplicação mas também nos anos seguintes (Sørensen e Rubæk, 2012). Ao contrário do chorume de equino, a razão C/N do chorume de bovino é inferior a 20/1 pelo que há mineralização do N, consequentemente o N mineral excede o assimilado pela planta aumentando o potencial de ser perdido.

Quaisquer que sejam as perdas de N, a sua ocorrência traduz-se num efeito ambiental negativo e numa diminuição da eficiência do uso de N.

#### 2.3.3.2 Técnicas de preparação e aplicação de chorume

De forma a diminuir as emissões de  $\text{NH}_3$  o chorume pode ser pré tratado, com recurso a técnicas de separação sólido-líquido, acidificação e digestão anaeróbica (Fangueiro et al., 2015).

A separação sólido-líquido é usada para produzir frações com concentração de nutrientes mais elevada que o chorume original. A fração sólida apresenta elevada concentração de fósforo, razão C/N e relativamente elevadas proporções de N na fração orgânica em comparação com o chorume não tratado. No entanto, Macedo et al (2012) observaram que a fração líquida de chorume originou mais emissões de  $\text{NH}_3$  do que o chorume não tratado. Por outro lado, a aplicação da fração líquida do chorume aumenta o potencial de lixiviação pois há uma maior concentração de  $\text{NH}_4^+$  (Fangueiro et al., 2014) e  $\text{NO}_3^-$  (Macedo et al., 2012) na solução do solo em comparação com o chorume não tratado.

Uma das formas mais simples de diminuir as perdas por volatilização corresponde à diminuição do pH do chorume, o que permite diminuir a concentração de  $\text{NH}_3$  e aumentar a concentração de  $\text{NH}_4^+$ . A acidificação do chorume é um método eficiente para reduzir as emissões de  $\text{NH}_3$  quer durante o armazenamento, quer após a aplicação no solo (Fangueiro et al., 2015). A emissão de outros gases também é influenciada pela acidificação durante o armazenamento e após aplicação de chorume (Fangueiro et al., 2010; 2013). Por outro lado, Fangueiro et al. (2010) observaram que a acidificação pode interferir nos processos de transformação de N no solo, pois pode limitar a nitrificação. No entanto, a acidificação do chorume pode contribuir para o aumento do potencial da lixiviação. Com efeito, segundo Fangueiro et al (2015), a acidificação pode induzir elevadas quantidades de lixiviação, devido à solubilização dos elementos minerais.

Para além dos tratamentos realizados antes da aplicação do chorume no solo, os métodos de aplicação do mesmo também influenciam a dinâmica do N.

O método mais utilizado na aplicação de chorume suíno ou de bovino leiteiro corresponde à aplicação a lanço (Bierer et al., 2017) sem incorporação no solo, pois é um método rápido e pouco dispendioso. No entanto, a distribuição não é homogénea, agravando-se em condições menos favoráveis tal como a existência de vento (Webb et al., 2010). Quando as culturas já se encontram instaladas no momento da aplicação do chorume, esta técnica pode danificar as plantas e contamina-las com microrganismos que podem impedir a fermentação da silagem (Webb et al., 2010). As perdas por volatilização podem ser elevadas devido à alta exposição atmosférica e reduzido contacto com o solo. Mais de 85% do  $\text{N-NH}_4^+$  pode ser perdido por volatilização em 24 horas, dependendo das condições (Maguire et al., 2011).

De forma a diminuir as perdas de N, outros métodos podem ser utilizados, tais como a incorporação do chorume após a aplicação, aplicação por bandas à superfície e injeção. São eles:

Incorporação após aplicação do chorume: imediatamente após a aplicação é feita uma pequena mobilização do solo de forma a incorporar o material orgânico, diminuindo sua exposição atmosférica e aumentando o seu contacto com o solo. Como consequência, as perdas por volatilização diminuem. Se a incorporação for efetuada algumas horas após a aplicação, a eficiência para redução das emissões diminui consideravelmente (Webb et al., 2010). A utilização desta técnica pode ser a mais vantajosa na redução das emissões de  $\text{NH}_3$  quando comparada com as restantes técnicas de aplicação e pré tratamentos existentes (Macedo et al., 2012). No entanto, o N que não foi perdido por volatilização pode não ser utilizado para a produção de biomassa pelas plantas. Por este motivo, e pelo facto da taxa de

nitrificação do  $\text{NH}_4^+$  ser maior nesta técnica do que na aplicação sem incorporação, o risco de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  é maior, como observaram Giacomini et al. (2013) para o chorume suíno.

Aplicação à superfície por bandas: Esta técnica permite aplicar efluentes em culturas já instaladas como forragens, especialmente se o solo for pedregoso que impossibilita a aplicação por injeção (Maguire et al., 2011). A aplicação por bandas permita aplicar efluentes mais uniformemente do que a aplicação a lanço, para além de se obter maiores produções (Webb et al., 2010)

Injeção: A injeção é uma técnica de aplicação localizada que, para além de reduzir as perdas por escoamento superficial e por volatilização, permite minimizar as reações de imobilização do N e aumentar a quantidade de nutriente que chega à superfície radicular das plantas por difusão. Esta técnica ainda permite reduzir as emissões de odor (Varenes, 2003) em cerca de 33% relativamente à aplicação a lanço (Bierer et al., 2017).

A redução da volatilização é maior na aplicação por injeção do que com as técnicas de aplicação em bandas, quando estas são comparadas com a aplicação a lanço (Webb et al., 2010). A redução das perdas de N por volatilização, escoamento superficial e das emissões de odor em comparação com a aplicação à superfície permite aumentar a eficiência do uso de N (Maguire et al., 2011), uma vez que o N não perdido pode ser assimilado pelas plantas. No entanto, quando superior às necessidades das plantas pode ser perdido por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ . Fangueiro et al. (2014) observaram que a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi maior na injeção de chorume do que na aplicação à superfície, pois esta técnica aumenta a concentração do ião no solo (Bierer et al., 2017), tal como o N solúvel e outros nutrientes (Macedo et al., 2012)

No entanto, a injeção do chorume pode originar degradação de raízes das plantas e condições anaeróbicas e tóxicas nos locais de injeção. Para além disso, a injeção não é praticável em terrenos pedregosos ou inclinados (Webb et al., 2010) e não pode ser aplicada em pastagens (Fangueiro et al., 2014). Esta técnica é mais dispendiosa do que a aplicação por bandas à superfície e a lanço (Webb et al., 2010).

Em resumo pode dizer-se que de um modo geral as técnicas/práticas que conduzem a uma diminuição das perdas por volatilização conduzem a um aumento do potencial de perda por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , pelo que a sua adoção deve ser feita analisando-se para cada situação de solo, clima e cultura qual o potencial de perda predominante.

## **2.4 Caso particular das zonas Mediterrânicas. A importância da rega**

O clima mediterrâneo é caracterizado por invernos frios e húmidos e verões secos e quentes (Carneiro et al., 2012). Devido a estas características muito particulares, a lixiviação do  $\text{NO}_3^-$  pode constituir um problema sério.



Como referido anteriormente, os principais fatores que influenciam o potencial para a lixiviação são a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo e os fluxos de água no solo.

Nas culturas de outono-inverno, as perdas por lixiviação estão associadas às intensas precipitações, típicas do clima mediterrâneo (Carneiro et al., 2012).

No verão, apesar das necessidades das plantas em água e azoto serem elevadas, o potencial de lixiviação pode também ser significativo. Por um lado, há um aumento da disponibilidade de N na forma inorgânica do solo, uma vez que na zona mediterrânica são aplicadas fertilizantes nas culturas de primavera/verão (Carneiro et al., 2012) e a temperatura elevada induz a mineralização da matéria orgânica do solo e dos materiais orgânicos aplicados (Hernández et al., 2013). Por outro lado, sendo a precipitação escassa e a evapotranspiração elevada, é necessário regar de forma a satisfazer as necessidades hídricas das plantas. Mas a realização de regas excessivas e mal distribuídas, excedendo as necessidades da cultura origina fluxos de drenagem para fora da zona radical.

No entanto, se a rega for bem conduzida, a lixiviação do  $\text{NO}_3^-$  toma particular importância entre outubro e janeiro. Uma vez que é o período em que ocorre maior precipitação e porque a aplicação de N durante o outono e primavera/verão contribui para elevadas quantidades disponíveis de N no solo no início do período chuvoso (Carneiro et al., 2012). Por seu lado, as culturas de outono/inverno têm um uso mais baixo da água e consequentemente do N (Brady e Weil, 2008). Demurtas et al. (2016) registaram em Arborea, Itália, que 68% da lixiviação anual ocorria entre outubro e fevereiro. Carneiro et al. (2012) observaram, no centro de Portugal, que a maior drenagem ocorreu no mesmo período, correspondendo a 71 a 94% do total anual. Já no noroeste português, Trindade et al. (1997) registaram 80 a 90% das perdas de N por lixiviação antes de fevereiro. Relativamente à influência da rega sobre a lixiviação, Cameira et al. (2014) calcularam perdas por lixiviação de cerca de 71% do total aplicado num pomar intensivo de oliveira em que as perdas por drenagem associada à rega foram elevadas (cerca de 58%) e Perego et al. (2012) observaram que a lixiviação no verão representou em média cerca de 46% das perdas anuais com cerca de 56 % das drenagem anual ocorrida no verão, em locais com a cultura de milho irrigado instalada na época primavera verão, na região de Po Valley em Itália.

## **2.5 Necessidades hídricas e de rega. Condução da rega**

A aplicação da água é uma opção de gestão em sistemas de regadio que tem uma forte interação com o uso eficiente do N (Santos, 1991). Como referido anteriormente, a lixiviação do nitrato é um processo predominantemente convectivo, funcionando a água em escoamento como o meio transportador do ião. Facilmente se compreende que regas mal conduzidas

poderão induzir elevado potencial de lixiviação num sistema agrícola. Tal situação acontece quando é aplicada ao solo uma quantidade de água superior àquela que o solo pode armazenar e à que a planta consegue extrair. O excesso é inevitavelmente perdido, ou seja, drenado. Consequentemente, arrasta consigo nutrientes para além da zona radicular, que ficam indisponíveis para as culturas (Cameira e Mota, 2017).

A gestão da rega tem impacto significativo nas perdas de N não só pelo controlo da lixiviação, mas também pelo controlo do teor de água que influencia os diferentes processos de transformações do N. O ajustamento da aplicação de água às necessidades das plantas, sem diminuir a produtividade e a eficiência de absorção de nutrientes é a prática de gestão mais eficiente na diminuição das perdas de N (Cameira e Mota, 2017).

De forma a não aplicar quantidades de água superiores às necessidades de rega das culturas é necessário programar e conduzir a rega. Entende-se por programação da rega a estimativa das necessidades de rega da cultura antes da época de rega, de modo a confirmar se a água disponível é suficiente para satisfazer os requisitos. Com a condução da rega pretende-se definir o quando e quanto regar de modo a satisfazer as necessidades da cultura com o mínimo de perdas. É um procedimento em “tempo real”.

É, portanto, necessário, em primeiro lugar, conhecer as necessidades hídricas da cultura. Estas correspondem à evapotranspiração cultural ( $ET_c$ ), que resulta da evaporação da água no solo e da transpiração das plantas. A  $ET_c$  em condições padrão é definida como a evapotranspiração de uma cultura livre de doenças e bem fertilizada, que cresce numa área extensa, sem restrições de água e atingindo o seu pleno potencial produtivo para umas das condições climáticas (Allen et al., 1998). Um dos métodos existentes, e frequentemente utilizados, para a estimação a  $ET_c$  é o método dos coeficientes culturais ( $K_c$ ) da FAO (Allen et al., 1998). Por este método, a  $ET_c$  ( $\text{mm dia}^{-1}$ ) é estimada a partir da evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ) e do  $K_c$ , através da equação:

$$ET_c = ET_0 \cdot K_c \quad (1)$$

sendo  $ET_0$  a evapotranspiração de referência ( $\text{mm dia}^{-1}$ ) e  $K_c$  o coeficiente cultural (adim).

Allen et al. (1998) definem  $ET_0$  como a taxa de evapotranspiração de uma cultura de referência hipotética, para a qual se assume uma altura de 0,12 m, uma resistência de superfície contante de  $70 \text{ s m}^{-1}$  e um albedo de 0,23, semelhante à evapotranspiração de um extenso coberto de relva verde de altura uniforme, em crescimento ativo, cobrindo totalmente o solo e bem abastecido de água.  $ET_0$  pode ser calculada com recurso à equação apresentada do documento conhecido como FAO 56 (Allen et al., 1998), que consiste numa adaptação da equação de Penman Monteith, cuja formulação se encontra no Anexo 1.

O  $K_c$  representa a integração dos efeitos de quatro características primárias (altura da cultura, resistência de superfície solo e da vegetação e albedo) que distingue uma cultura da cultura de referência. Os coeficientes culturais são determinados pelo tipo de cultura, clima, evaporação do solo e fases de desenvolvimento da cultura (Pereira, 2004).

Geralmente, o ciclo da cultura é dividido em quatro fases: inicial, desenvolvimento, reprodução e final (senescência). Na fase inicial, enquanto as plantas não ocupam a totalidade do solo, o  $K_c$  apresenta um valor baixo. Ao longo da fase de desenvolvimento, até a cultura ocupar mais de  $\frac{3}{4}$  da superfície do solo, o  $K_c$  aumenta e atinge o máximo, normalmente na fase da floração. Finalmente, os valores de  $K_c$  diminuem rapidamente à medida que a cultura entra em senescência. A Figura 2.3 apresenta a variação típica do  $K_c$  ao longo do ciclo de uma cultura.

Uma vez conhecidas as necessidades hídricas da cultura e a precipitação, são calculadas as necessidades de rega, que correspondem à dotação bruta de rega ou apenas dotação de rega ( $D_R$ ).

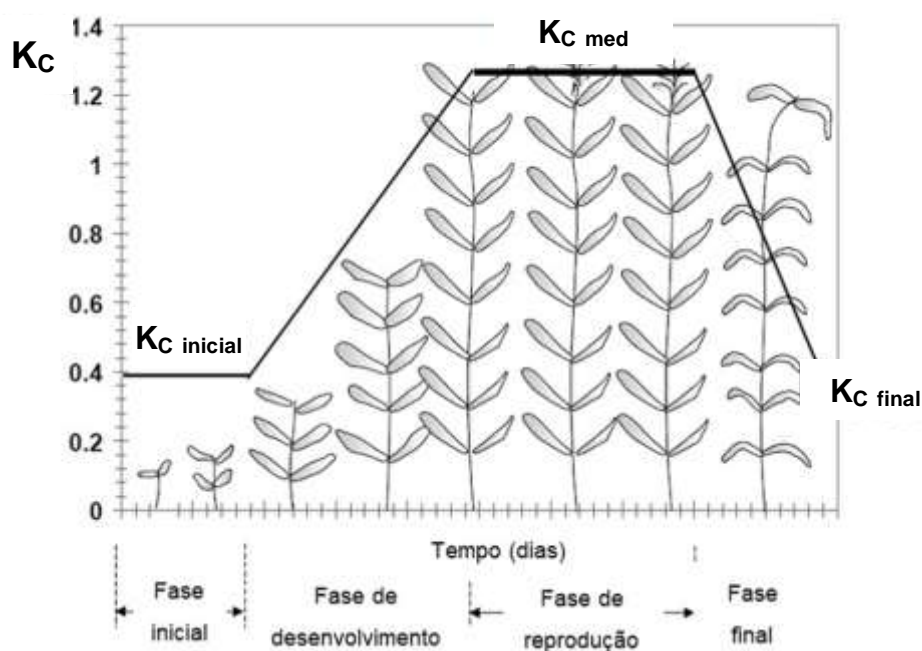


Figura 2.3 - Variação típica do coeficiente cultural ( $K_c$ ) ao longo do ciclo de uma cultura (Allen et al., 1998).

A condução da rega pode ser feita recorrendo a métodos diretos, como o teor de água no solo, indiretos, como o balanço hídrico, ou ambos em simultâneo. Neste trabalho utilizou-se a ultima versão. O método do balanço hídrico pode ser feito recorrendo a modelos (e.g. ISAREG (Teixeira e Pereira, 1992)) ou a folha de cálculo. Qualquer que seja o instrumento utilizado, o método do balanço hídrico consiste em fazer um balanço das entradas e das saídas de água

do solo, para uma determinada profundidade de solo (por exemplo a zona radical) e para intervalos de tempo definidos. A equação geral é dada por:

$$\Delta S = (P + D_U + A_c) - (ET_C + D + ES) \quad (2)$$

onde  $\Delta S$  corresponde à variação do armazenamento de água no solo para o período em causa,  $P$  à precipitação efetiva,  $D_U$  à dotação útil de rega,  $A_c$  à ascensão capilar,  $ET_C$  à evapotranspiração,  $D$  à drenagem e  $ES$  ao escoamento superficial. Todos os termos em mm.

Para a rega localizada podem fazer-se as seguintes simplificações à equação: i) considerar-se que  $\Delta S$  é nula, pois pretende-se manter o teor de água no solo constante junto às raízes; ii) considerar-se que o escoamento superficial é nulo; iii) dependendo da profundidade da toalha freática pode também considerar-se que a ascensão capilar não é significativa. Obtém-se então a seguinte equação:

$$D_U = ET_C + D - P \quad (3)$$

Sendo a salinização um dos problemas associados à rega gota-a-gota, principalmente quando se utilizam águas de baixa qualidade, pretende-se a ocorrência de alguma drenagem, sendo comum acrescentar-se uma fração de lavagem à dotação de rega. Esta consiste na fração de água que irá percolar através da zona radical de forma a arrastar os sais em excesso e assim manter a salinidade do solo em níveis compatíveis com as condições de crescimento das plantas e ambientais. A fração de lavagem pode ser calculada com base na condutividade elétrica da água de rega e do estrato saturado do solo ou com base numa aproximação mais empírica atribuindo-se uma percentagem da dotação útil calculada (Pereira, 2004).

As dotações brutas de rega ( $D_R$ ) dependem do método e sistema de rega, e do sistema de transporte e distribuição de água a partir da sua origem, ou seja do processo de aplicação de água. Pelo que se considera a eficiência de aplicação relativa ao sistema de rega utilizada e as eficiências de distribuição e de transporte relativas ao sistema de rega (Pereira, 2004).

$$D_R = D_U / \varepsilon_r \cdot 100 \quad (4)$$

onde  $\varepsilon_r$  a eficiência de aplicação do sistema de rega. O Quadro 2.1 apresenta as eficiências de aplicação para os diferentes sistemas de rega.

## 2.6 Cultura

A cultura estudada no presente trabalho é o milho (*Zea mays* L.), que pertence à família *Poaceae*. Devido à sua grande adaptabilidade, representada por várias cultivares com vários períodos de maturação, é cultivado em várias partes do Mundo com diferentes climas.

Quadro 2.1 - Eficiências de aplicação dos sistemas de rega (adaptado de Pereira (2004))

Sistema de rega	Eficiência (%)
Gravidade com nivelamento de precisão	
Sulcos	65 – 85
Faixas	70 – 85
Canteiros	70 – 90
Gravidade tradicional	
Sulcos	40 – 70
Faixas	45 – 70
Canteiros	45 – 70
Aspersão	
Sistemas estacionários de cobertura total	65 – 85
Sistemas estacionários deslocáveis	65 – 80
Rampas com rodas	65 – 80
Aspersores canhão com enrolador ou com cabo	55 – 70
Rampas moveis, com pivot central	65 – 85
Localizada/microrrega	
= 3 gotejadores por planta	85 – 95
< 3 gotejadores por planta	80 – 90
Microaspersores e “bubblers”	85 – 95
Linha continua de emissores gota-a-gota	70 – 90

O milho é o cereal mais produzido mundialmente desde 1998. Desde que há dados (1961), a produção atualmente é cinco vezes superior à de 1961, atingindo-se o pico de produção mundial em 2014, com mais de mil milhões de toneladas. Em Portugal é o cereal mais produzido desde a década de 70, no entanto a sua produção tem oscilado, ao contrário da área agrícola utilizada para esta cultura, que tem diminuído constantemente (FAOSTAT, 2017).

A cultura do milho apresenta algumas variedades destinada à produção de grão para alimentação humana ou animal e para fins energéticos ou industriais, e outras para silagem. A parte aérea pode ser usada para forragem, incorporada no solo, usada para a “cama” de animais de gado e para a produção de biogás.

O milho é uma gramínea exigente em luz, temperatura e água (Varennnes, 2003). É também uma das culturas mais eficientes na produção de matéria seca e no uso da água. A sua necessidade em água de rega depende de diversos fatores, nomeadamente a capacidade de retenção do solo, da duração do ciclo do genótipo e da finalidade dada à cultura (milho grão ou milho forragem), da data de sementeira, da evapotranspiração e da precipitação ocorrida durante o ciclo. Nas condições climáticas de Portugal, a necessidade de rega varia entre 250

a 350 mm para o milho de forragem e de 500 a 600 mm para o milho de grão (Sousa e Moraes, 2011).

Em Portugal, é uma cultura de primavera-verão, semeada nos meses de março-maio e que nas condições climáticas portuguesas, principalmente no sul do país, só atinge o seu potencial produtivo em condições de regadio.

Em condições ótimas, o milho usa toda a água disponível. No entanto, se ocorrer deficiência hídrica nas fases críticas do seu desenvolvimento, como a floração, desenvolvimento da inflorescência e enchimento do grão a produção é afetada a nível da quantidade e qualidade (Doorenbos e Kassam, 1979). Por outro lado, o consumo excessivo de água leva a elevadas absorções de N e consequentemente baixa produtividade (Varennnes, 2003).

A cultura do milho é também exigente em N (Silva et al., 2012), variando a sua taxa de absorção ao longo do ciclo cultural. Até atingir 8 a 10 folhas, as necessidades de N são reduzidas, cerca de 10 % do azoto total absorvido, a partir das 10 folhas e até a escurecimento dos estigmas cerca de 60 a 70 % da quantidade de N total absorvida é assimilado nesta fase. Na fase de enchimento do grão, a quantidade absorvida é aproximadamente 20 a 30 %, sendo a absorção novamente baixa. As necessidades de N no caso do milho de grão variam entre 20 e 22 kg de N por 1000 kg de grão, depende da produtividade a atingir, e no milho forragem são necessários 12-13 kg de N por 1000 kg de matéria seca (ANPROMIS, 2018).

### 3 Materiais e métodos

#### 3.1 Caracterização do local experimental

O trabalho experimental realizou-se no Horto de Química Agrícola Prof Boaventura de Azevedo no Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa (38°42' N, 9°10 O, altitude 60 m), entre os meses de junho 2017 e setembro 2017.

Os ensaios instalaram-se em lisímetros de drenagem com as dimensões 1m x 1m x 1m, contendo dois tipos de solos, um arenoso e outro franco arenoso, classificando-se em Arenossolo Háplico e Cambissolo Háplico (FAO, 2006), respetivamente. O solo arenoso é proveniente da região de Pegões e o solo franco arenoso da região de Castelo Branco. O Quadro 3.1 apresenta as principais características físicas dos solos. O solo arenoso apresenta pH neutro (7,30) e teor de m.o. baixo, da ordem de 0,84 %, enquanto que o solo franco arenoso apresenta pH mais baixo (6,57) e teor de m.o. de 1,48 % (baixo/médio)

Quadro 3.1 - Características físicas do solo arenoso e franco arenoso

Solo	Profundidade	Areia grossa	Areia fina	Limo	Argila	Dap	$\theta_{CC}$	$\theta_{CE}$
	cm		%			$g\ cm^{-3}$	$(cm^3\ cm^{-3})$	
Arenoso	0-10	70,7	17,0	9,7	2,6	1,48	0,108	0,020
	30-40	70,7	17,0	9,7	2,6	1,41	0,108	0,021
Franco arenoso	0-10	19,2	55,8	15,0	10,0	1,44	0,142	0,057
	30-40	19,2	55,8	15,0	10,0	1,48	0,132	0,056

Onde Dap representa a densidade aparente do solo,  $\theta_{CC}$  o teor de água no solo à tensão de 33 kPa (capacidade de campo) e  $\theta_{CE}$  o teor de água no solo à tensão de 1500 kPa (coeficiente de emurchecimento)

Os lisímetros são, desde 2012, semeados com milho para forragem (*Zea mays* L.) na época de primavera/verão, seguido da cultura de aveia (*Avena sativa* L.), também para forragem, na época de outono/inverno. O milho é regado com um sistema de rega localizada por gota-a-gota, sendo a aveia uma cultura de sequeiro.

O clima do local experimental é classificado como mediterrâneo, segundo a classificação climática de Koppen-Geiger um clima do tipo Csa, com verão quente e seco e inverno frio e húmido. Os dados meteorológicos, precipitação, temperatura, radiação solar, velocidade do vento e humidade relativa máxima e mínima, foram obtidos na estação meteorológica da Tapada da Ajuda (38°42' N, 9°10 O, altitude 62m). A Figura 3.1 mostra a evolução da

temperatura mínima e máxima média mensal e da precipitação total mensal durante o período do ensaio e a sua comparação com os valores médios de uma série histórica (1951-1980).

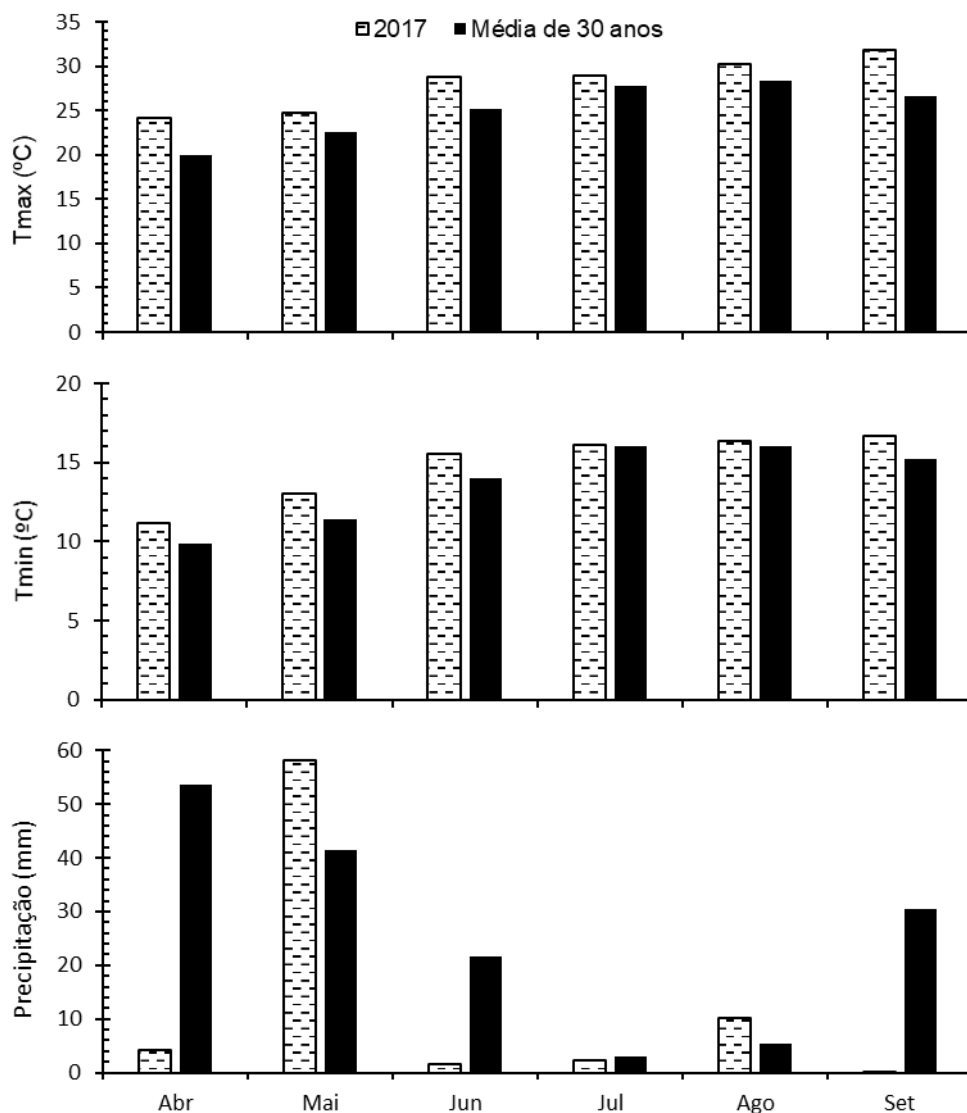


Figura 3.1 - Temperatura máxima (Tmax, °C) e mínima (Tmin, °C) mensal e precipitação total mensal (mm) de Abril e Setembro no ano do ensaio (2017) e no período de 30 anos (1951-1980).

A temperatura máxima média mensal do ar variou entre 24,1 °C (mês de abril) e 31,4 °C, (mês de setembro). Tal como a temperatura máxima, a temperatura mínima media mensal mais baixa foi registada no mês antes de se iniciar o ensaio e a mais alta em setembro, 11,2 °C e 16,7 °C, respetivamente. A temperatura máxima e mínima média mensal estão de acordo com as registadas na série histórica, exceto o mês mais quente que na serie histórica é agosto. No entanto, em 2017 registaram-se médias mensais mais elevadas que no período de 30 anos.

Ao contrário do que se verificou com as temperaturas, a precipitação dos meses do ensaio não seguiu o padrão histórico. No ano de 2017 registou-se menos precipitação, cerca de



metade da ocorrida nos 30 anos. Para além de que a precipitação se concentrou no mês de maio, chovendo menos de 10 mm nos restantes meses. O mês mais chuvoso na série histórica foi um dos menos chuvosos em 2017. Ou seja, o tempo do ano do ensaio foi mais seco e mais quente que o costume.

### 3.2 Delineamento experimental

O ensaio realizou-se em 30 lisímetros cúbicos. Os lisímetros encontram-se divididos em dois grupos, um com 15 lisímetros contendo solo arenoso e o outro com 15 lisímetros contendo solo franco arenoso. Em cada grupo de lisímetros foram realizados quatro tratamentos de fertilização com chorume de gado bovino leiteiro e havendo ainda lisímetros de controlo, sem aplicação de chorume. O delineamento dos tratamentos foi aleatório nos dois tipos de solo, com três repetições por tratamento. A Figura 3.2 representa o delineamento experimental.

As modalidades de fertilização são os seguintes:

- A. Controlo (sem aplicação de corretivo orgânico);
- B. Chorume não tratado injetado (CBI);
- C. Chorume não tratado à superfície seguido de incorporação (CBSI);
- D. Chorume acidificado à superfície seguido de incorporação (CASI);
- E. Chorume acidificado à superfície sem incorporação (CAS).

Solo franco arenoso														
18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32
B	A	D	C	E	D	A	B	E	C	B	C	E	A	D
Bloco I					Bloco II					Bloco III				
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
A	C	E	B	D	C	A	D	B	E	C	E	A	D	B
Solo arenoso														

Figura 3.2 - Delineamento experimental.

### 3.3 Instalação do ensaio

#### 3.3.1 Preparação e caracterização do solo

Antes do início do ensaio estava instalada nos lisímetros a cultura de aveia que ocupou o solo durante o período de outono/inverno. Após a sua colheita procedeu-se à recolha de amostras

de solo para posterior análise, limpeza dos lisímetros e uma ligeira mobilização da camada superficial do solo (10 cm).

De modo a realizar a caracterização química do solo (concentração de N mineral, potássio e fósforo) foram recolhidas aleatoriamente várias amostras de solo em cada lisímetro, na profundidade 0-10, com recurso a uma sonda de meia cana. Posteriormente foram misturadas de modo a originar amostras compostas e acondicionadas em sacos de plástico. Os métodos para a caracterização física do solo encontram-se descritos em (Li, 2016).

### 3.3.2 Caracterização do chorume e sua aplicação nos lisímetros

O corretivo orgânico utilizado no presente estudo é um efluente de origem animal, chorume de bovino leiteiro, proveniente de uma exploração de bovinos leiteiros localizada em Palmela.

Foram realizadas a análise das principais propriedades do chorume de Palmela: pH, N total, matéria seca e m.o. determina como descrito em (Fangueiro et al., 2012) e micronutrientes determinado como descrito em (Lakanen e Robertson, 1971). O Quadro 3.2 apresenta as características do chorume.

Quadro 3.2 - Principais características do chorume utilizado

	pH	Matéria seca %	N-Kjeldhal g kg <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub>
Não tratado	7,5	15	4,4	1,5
Acidificado	5,5	17	4,4	1,2

A aplicação do chorume nos lisímetros foi feita no dia 18 de maio de 2017. Em todos os tratamentos foi aplicada uma quantidade de chorume de 4 kg, o que correspondeu a uma quantidade de N total de 17 g, das quais 5,6 g correspondem a N amoniacal. Assim, foram disponibilizados cerca de 170 kg N total ha<sup>-1</sup>, o que corresponde ao valor máximo admitido pelo Plano de Ação das Zonas Vulneráveis aos Nitratos.

A uma parte do chorume bovino adicionaram-se 6 mL de ácido sulfúrico concentrado (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) por cada litro de chorume, de forma atingir o pH pretendido (5,5). Nos tratamentos CBSI e CASI, o chorume foi incorporado com uma ligeira mobilização (2-3 cm), de modo a ser misturado com o solo da camada superficial. No tratamento com a aplicação em profundidade, CBI, foram abertos três sulcos com cerca 10 cm de profundidade, aplicou-se o chorume e depois tapou-se sem deixar vestígios do mesmo.

O teor de potássio do solo arenoso foi corrigido no dia 7 de junho de 2007 com aplicação de 5 g m<sup>-2</sup> de K<sub>2</sub>O.

### 3.3.3 Instalação da cultura

Uma semana após a aplicação do chorume, 26 de maio de 2017, realizou-se a sementeira em todos os lisímetros. De forma a obter 10 plantas por lisímetro, semearam-se duas linhas de milho separadas de 50 cm. Em cada local colocaram-se duas sementes e posteriormente procedeu-se ao desbaste sempre que ambas as sementes germinaram. A emergência ocorreu seis dias após a sementeira (14 dias após a aplicação de chorume) e o acerto das plantas emergidas ocorreu 11 dias após a sementeira.

Ao longo do ensaio foram manualmente removidas as infestantes e aplicou-se o inseticida Decis.

### 3.3.4 Sistema de rega

#### 3.3.4.1 Descrição do sistema de rega instalado

O sistema de rega instalado no local experimental é um sistema de rega localizada, do tipo gota-a-gota (Figura 3.3). A água provém de uma rede de distribuição para consumo humano, não necessitando por isso da realização de análises para a garantia da sua qualidade para a rega.

Cada conjunto de lisímetros correspondente a um tipo de solo corresponde a um setor de rega, existindo, portanto, dois sectores de rega. Cada setor possui dois ramais com gotejadores.

Os ramais são constituídos por tubos de polietileno preto com 16 mm de diâmetro externo (13,8 mm de diâmetro interno), onde estão inseridos os gotejadores. Cada ramal, com 16,26 m de comprimento, apresenta 75 gotejadores espaçados de 20 cm. O emissor usado foi o gotejador iDrop PC (Figura 3.4 a), cujas características se apresentam no Quadro 3.3. Trata-se de um gotejador autocompensante na gama 6 a 50 m.c.a (metros de coluna de água).

Quadro 3.3 - Características do gotejador autocompensante iDrop PC

Marca	Irritec
Caudal por gotejador ( $L\ h^{-1}$ )	4
Pressão de entrada (m)	0,4
Pressão de saída (m)	0,3

Os dois ramais de cada sector estão ligados por um porta ramais com 2 m de comprimento e diâmetro externo de 10 mm. Cada um dos porta ramais está ligado ao cabeçal do sistema, apresentado uma válvula solenoidal que recebe sinal do programador de rega para abrir e fechar a rega de cada sector.

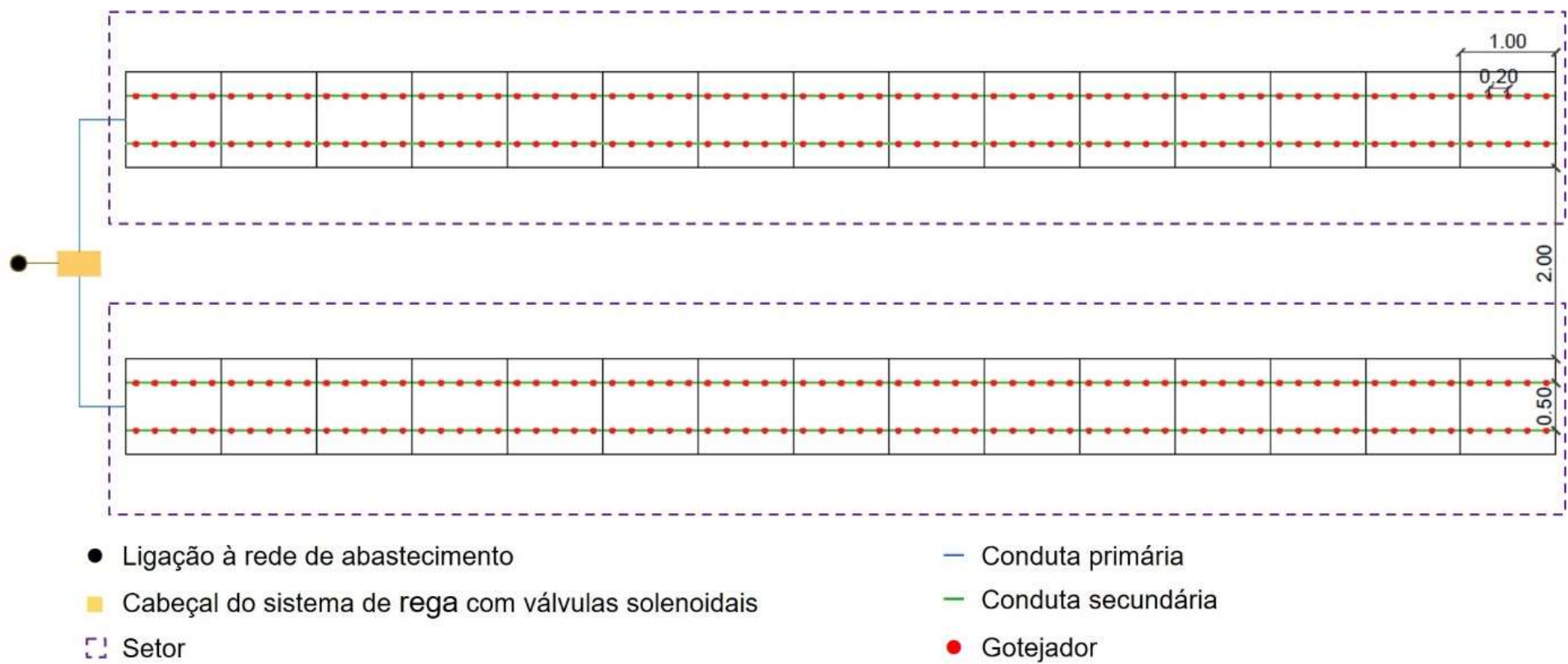


Figura 3.3 - Sistema de rega.

A programação da rega é feita com recurso a um programador XC da marca Hunter Industries Incorporated (Figura 3.4 d). Este programador permite introduzir tempos de rega até ao minuto.

A pressão de entrada de água no sistema de rega, medida no manómetro colocado no cabeçal, é de 2,5 bar (253 kPa).



Figura 3.4 - Pormenores do sistema de rega: a) gotejador autocompensante iDrop PC; b) ramal; c) cabeçal com válvulas solenoidais; d) programador de rega XC Hunter.

### 3.3.4.2 Avaliação da uniformidade de distribuição dos caudais no sector de rega

Para calcular o coeficiente de uniformidade (CU), dividiu-se cada ramal de cada setor em quartis. Em cada quartil realizou-se, com recurso ao método volumétrico, a medição do caudal de quatro gotejadores, de modo a obter um valor médio de cada quartil, como sugere Oliveira et al (2003). Foram efetuadas três repetições. O caudal de cada quartil ( $q_{med_i}$ ) resulta, assim, da média dos caudais dos quatro gotejadores.

Calculou-se depois o caudal médio do setor ( $q_{med}$ ,  $L\ h^{-1}$ ) com recuso à equação:

$$q_{med} = \left( \sum_{i=1}^8 q_{med_i} \right) / n \quad (1)$$

onde  $q_{med,i}$  é o caudal de cada quartil ( $L\ h^{-1}$ ) e  $n$  é o número de caudais medidos em cada setor.

Por fim, calculou-se a CU (%) de cada sector de rega:

$$CU = q_{25\%} / q_{med} \cdot 100 \quad (2)$$

onde  $q_{25\%}$  corresponde à média de 25% do total de caudais com menor valor ( $L\ h^{-1}$ ).

### 3.4 Metodologia para a condução da rega

Em cada tipo de solo, a rega foi conduzida igualmente para todos os tratamentos de fertilização. Os tempos de rega, e consequentemente as dotações de rega, foram calculados em tempo real, com recurso à metodologia seguidamente descrita.

#### 3.4.1 Determinação das necessidades hídricas da cultura

Para calcular as necessidades hídricas da cultura ( $ET_c$ ,  $mm\ dia^{-1}$ ) seguiu-se o método dos coeficientes culturais (Allen et al, 1998), apresentado no Capítulo 2, baseado na equação (1).

Neste trabalho, a  $ET_0$  foi calculada, em folha de cálculo excel, com recurso à equação de Penman-Monteith (Allen et al., 1998). Os valores de  $K_c$  utilizados no cálculo da  $ET_c$  para o milho de forragem foram os apresentados no Quadro 3.4.

Uma vez que com rega localizada a superfície do solo não é totalmente humedecida, foi necessário aplicar o fator de redução ou de localização ( $K_{loc}$ , adim) ao valor de  $ET_c$  calculado pela equação de Penman-Monteith. O  $K_{loc}$  é função da fração do terreno ensombrado pela cultura em projeção vertical ( $C$ , adim). De entre as várias equações empíricas existentes na literatura, neste trabalho foi escolhida a de (Keller e Bliesner, 2001):

$$K_{loc} = C / 0,85 \quad (3)$$

#### 3.4.2 Determinação da dotação máxima de rega:

A dotação máxima de rega, ( $D_{max}$ , mm) corresponde à quantidade máxima de água que se pode colocar no perfil sem que ocorram perdas por drenagem. É calculada por:

$$D_{max} = (\theta_{CC} - \theta_{CE}) \cdot Z_r \cdot p \cdot P_{Hum} \cdot 1000 \quad (4)$$

onde  $\theta_{CC}$  corresponde ao teor de água à capacidade de campo do solo ( $cm^3\ cm^{-3}$ ),  $\theta_{CE}$  ao coeficiente de emurchecimento permanente ( $cm^3\ cm^{-3}$ ),  $Z_r$  à profundidade do sistema radical (m) que aumenta até à fase de reprodução,  $p$  ao fator de depleção (adim) e  $P_{Hum}$  à fração de solo humedecido pela rega gota a gota. O parâmetro  $p$  é dado por:

$$p = p_{tabelaado} + 0,04 \cdot (5 - ET_c) \quad (5)$$

Os valores de  $z$  e de  $p_{\text{tabelado}}$  apresentam-se no Quadro 3.3, para as diferentes fases do ciclo do milho forragem.

Quadro 3.4 - Parâmetros utilizados ao longo dos cálculos para a cultura do milho forragem

Fases	Nº dias	$p_{\text{tabelado}}^{(1)}$	Zr	$K_c^{(2)}$
Inicial	15	0,55	0,3	0,30
Crescimento rápido	40	0,55	variável	Variável
Reprodução	30	0,55	1	1,20
Senescência	23	0,55	1	1,05

(1) valor da tabela 22 de Allen, et al (1998)

(2) valor da tabela 12 da Allen, et al (1998)

### 3.4.3 Tempo de rega

Seguidamente calculou-se o intervalo máximo entre regas  $I_{r_{\text{max}}}$  (dias), fazendo a razão entre  $D_{\text{max}}$  e  $ET_{\text{loc}}$ . Visto que se tratava de solos com elevada e média permeabilidade, optou-se por fazer regas diárias. Selecionado o intervalo entre regas ( $I_r = 1$  dia), determinou-se a dotação útil de rega ( $D_U$ , mm) e posteriormente a dotação bruta de rega ( $D_R$ , mm):

$$D_U = I_r \cdot (ET_{\text{loc}} - Pd + f_{\text{lav}}) \quad (6)$$

$$D_R = D_U / \epsilon_r \quad (7)$$

Onde  $Pd$  corresponde à precipitação diária ( $\text{mm dia}^{-1}$ ),  $f_{\text{lav}}$  à fração de lavagem (10% de  $ET_{\text{loc}} - P$ ),  $\epsilon_r$  (adim) à eficiência do sistema de rega, que no caso da rega localizada gota-a-gota pode ser de 0,9.

Assim, foi possível calcular o tempo de rega diário ( $T_r$ , h) para aplicar a  $D_R$  pretendida:

$$T_r = (D_R \cdot P_{\text{Hum}}) / (N_g \cdot q_g) \quad (9)$$

onde  $N_g$  corresponde ao número de gotejadores por lisímetros e  $q_g$  ao caudal dos gotejadores ( $\text{L h}^{-1}$ ). Como não era possível saber qual o  $T_r$  no próprio dia, utilizou-se a média dos cinco dias anteriores.

O Anexo 2 apresenta o cálculo da dotação de rega para a fase de crescimento rápido e reprodução para o solo arenoso.



### 3.5 Equipamentos e medições

Uma vez que não se dispunha de equipamentos para realizar as medições nos 30 lisímetros, foram selecionados, em cada tipo de solo, apenas os lisímetros do bloco II. As medições efetuadas são descritas seguidamente.

#### 3.5.1 Teor de água volumétrico

O teor de água volumétrico no solo ( $\theta_v$ ,  $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) foi medido continuamente ao longo do ensaio. Para a sua medição foram utilizadas sondas refletoras de água (CS616 e CS625 da Campbell Scientific, Inc.) previamente calibradas para cada solo, instaladas a 20 cm de profundidade (Figura 3.5 a). As sondas (Figura 3.5 b) estavam conectados a um *datalogger* (CR10 da Campbell Scientific LTD) que registava valores médios a cada 30 minutos (Figura 3.5 c). Mais informações sobre o método podem ser encontradas em Li (2016).



Figura 3.5 - a) Sondas para medição do teor de água no solo instaladas a 20 cm de profundidade; b) cabos das sondas e dos termómetros; c) datalogger CR10 da Campbell Scientific LTD.

#### 3.5.2 Temperatura do solo

A temperatura do solo foi medida apenas no lisímetro 9 e 25 com termómetros (107 sondas de temperatura da Campbell Scientific, Inc.) instalado a 20 cm de profundidade. Os



termômetros (Figura 3.5b) estavam conectados ao registrador de dados (CR10 da Campbell Scientific LTD) que registava valores médios a cada 30 minutos (Figura 3.5c).

### 3.5.3 Drenagem de água e lixiviação de nitratos

A quantificação de azoto nítrico perdido por lixiviação em cada lisímetro foi efetuada na água de drenagem colhida no túnel existente por baixo dos lisímetros (Figura 3.6), utilizando recipientes com 10 litros de capacidade. A colheita da drenagem foi feita com uma periodicidade média de três dias. Da água de drenagem foram recolhidas, semanalmente, subamostras, que foram congeladas e posteriormente foi analisada a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado pelo método espectrofotometria de absorção molecular recorrendo a um auton analisador de fluxo segmentado (Mulvaney, 1996). A primeira subamostra foi recolhida no dia 6 de junho de 2017 e a última no dia 8 de setembro de 2017.



Figura 3.6 - Fotografia superior: lisímetros com solo arenoso do lado direito e solo franco arenoso do lado esquerdo; fotografia inferior: tuneis por baixo dos lisímetros para colheita da drenagem.

### 3.5.4 Concentrações e quantidades de azoto na planta e no solo

Antes da aplicação de chorume foram recolhidas amostras aleatórias de solo em cada lisímetro, na profundidade de 0-10 cm, com recurso a uma sonda de meia cana, de forma a originar uma amostra composta para cada lisímetro, para determinar o N mineral contido no solo de cada lisímetro. Agitaram-se seis gramas de solo húmido com 30 mL 2 M KCl por uma hora. Depois com extração obtida da centrifugação (7 minutos a 4000 rpm) foi analisado o N mineral utilizando igualmente o método de Mulvaney (1996).

A colheita do milho foi efetuada nos dias 11 e 12 de setembro de 2017 (116 e 117 dias após aplicação de chorume).

A matéria fresca de toda a parte aérea de todas as plantas foi quantificada logo após a colheita. O material vegetal foi posteriormente colocado numa estufa a 65 °C durante 2 a 3 dias para quantificação da matéria seca. Para determinar o teor de N mineral nas amostras das plantas foi utilizado o método da espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Mulvaney, 1996), após a digestão de 0,3 gramas de cada amostra moída com uma mistura de 20 microlitros de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e de água destilada de forma a completar 50 ml de solução.

Uma semana após a colheita, foi determinado o N mineral presente no solo de cada lisímetro entre 0 e 10 cm de profundidade, utilizando o mesmo método da recolha de amostras do N mineral antes da aplicação de chorume.

### 3.6 Balanço do azoto mineral, azoto exportado e eficiência do uso de azoto

Foi utilizada a equação 10 para efetuar o cálculo do balanço de N mineral:

$$\text{Balanço} = N_F + N_{SI} + N_M - N_{SF} - N_{PI} - N_{lix} \quad (10)$$

onde, o  $N_F$  corresponde ao N mineral aplicado no chorume,  $N_{SI}$  ao N mineral armazenado no solo antes da aplicação do chorume,  $N_M$  ao N que resultou da mineralização da matéria orgânica,  $N_{SF}$  ao N mineral existente no solo depois da colheita da cultura,  $N_{PI}$  à exportação de N pela cultura,  $N_{lix}$  ao N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado. Todos os termos estão em kg N ha<sup>-1</sup>.

Uma vez que não existem medições específicas de mineralização para a situação em estudo, utilizou-se a seguinte aproximação para estimar as entradas de N no balanço por mineralização. Considerou-se que a entrada  $N_M$  resulta de dois termos: (i) N mineralizado a partir do N orgânico do chorume, que consiste em cerca de 30 % do mesmo e (ii) N mineral obtido a partir da mineralização da m.o endógena do solo. Segundo Schepers e Mosier (1991) a mineralização anual do N do solo é de aproximadamente 20 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> por cada 1 % de m.o. endógena do solo, para a camada superior de 30 cm.

Para avaliar a recuperação do azoto aplicado foi calculado o N exportado pelas plantas ( $N_{PL}$ ,  $\text{kg ha}^{-1}$ ) e posteriormente a eficiência do uso (EUN, % do N total do chorume aplicado) para cada tratamento de fertilização:

$$N_P = MS \cdot TN_P \quad (12)$$

$$EUN = (N_T - N_C) / N_F \cdot 100 \quad (13)$$

Em que  $N_P$  corresponde ao N exportado pela planta ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), MS à matéria seca produzida pelas plantas ( $\text{t ha}^{-1}$ ),  $TN_P$  ao teor de N na planta ( $\text{g kg}^{-1}$  MS),  $N_T$  ao N extraído pelas plantas em cada tratamento ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e  $N_C$  ao N absorvido pelas plantas no controlo ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) (Mooleki et al., 2002).

### 3.7 Análise estatística

Os resultados da matéria seca, do teor de N nas plantas e da concentração de N mineral no solo antes da aplicação do chorume e depois da colheita obtidos foram analisados estatisticamente através de uma análise de variância (ANOVA). O teste de Tukey's com nível de significância de 5% foi usado para comparar entre as médias. As diferenças significativas foram estimadas com um teste de comparação das médias de cada tratamento, o teste de Tukey's, para um nível de probabilidade de 5%.

## 4 Resultados e Discussão

Começa por se apresentar e discutir os resultados referentes ao desempenho do sistema de rega gota-a-gota em termos de uniformidades de distribuição dos caudais ao longo dos ramais. Apresentam-se depois os resultados do cálculo das necessidades hídricas e de rega, seguidos dos resultados do balanço hídrico, com especial destaque para as estimativas da drenagem. No ponto seguinte apresentam-se os resultados da dinâmica do azoto, tendo ênfase na lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  para os diversos tratamentos de cada solo discutindo-se a sua relação com a drenagem.

### 4.1 Avaliação da uniformidade de distribuição do sistema de rega

O Quadro 4.1 apresenta os caudais médios de cada quartil ( $q_{\text{med},i}$ ) medidos para avaliação da uniformidade de distribuição de caudais, para os dois setores de rega, Sector 1 – solo arenoso e Sector 2 – solo franco arenoso.

Quadro 4.1 - Caudal médio ( $\text{L h}^{-1}$ ) de cada quartil ( $q_{\text{med},i}$ ) de cada ramal

Sector	Ramal	$q_{\text{med},i}$			
		1º	2º	3º	4º
S1-Arenoso	1º	4,5	4,5	4,0	4,0
	2º	4,6	4,3	3,9	3,4
S2-Franco arenoso	1º	4,3	4,2	3,6	3,9
	2º	4,9	4,7	4,3	3,8

Verifica-se que há um decréscimo do caudal ao longo dos ramais, com exceção do primeiro ramal do Sector 2, no qual o menor  $q_{\text{med},i}$  corresponde ao terceiro quartil. Isto poderá ter acontecido devido ao facto de os gotejadores selecionados terem alguma obstrução.

O Quadro 4.2 apresenta os resultados da avaliação da uniformidade de distribuição de caudais, mais concretamente, os valores do caudal médio do sector,  $q_{\text{med}}$ , do caudal médio do quartil mais baixo,  $q_{25\%}$ , e do coeficiente de uniformidade, CU, para os dois sectores de rega, Sector 1 - Solo arenoso e Sector 2 - Solo franco arenoso.

Quadro 4.2 - Resultados da avaliação do sistema de rega

Parâmetros	S1-Arenoso	S2-Franco arenoso
$q_{25\%}$ ( $\text{L h}^{-1}$ )	3,7	3,7
$q_{\text{med}}$ ( $\text{L h}^{-1}$ )	4,2	4,2
CU (%)	88,0	87,4

onde  $q_{25\%}$  é a média dos 25% de caudais de menor valor,  $q_{\text{med}}$  é caudal médio do setor e CU é coeficiente de uniformidade.

O caudal de catálogo do emissor para a pressão de 2,5 atm é de 4 L h<sup>-1</sup>, podendo observar-se que o  $q_{med}$  dos dois setores é aproximadamente igual. O CU obtido para os dois sectores é semelhante, encontrando-se ambos os valores estão dentro do intervalo recomendado (entre 85 e 90%) para o funcionamento adequado de um sistema de rega localizada com menos de três gotejadores por planta num terreno uniforme (Keller e Bliesner, 2001).

Podemos então considerar que os vários lisímetros, com os diferentes tratamentos de fertilização, receberam o mesmo caudal e, portanto, uma vez que os tempos de rega são iguais, que a dotação de rega é uniforme ao longo da rampa.

## 4.2 Necessidades hídricas e de rega

A Figura 4.1 apresenta a evolução, ao longo do ciclo da cultura, da evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), da evapotranspiração cultural ( $ET_c$ ) e da evapotranspiração cultural corrigida para a rega localizada ( $ET_{loc}$ ). O dia zero corresponde ao dia de aplicação do chorume (18 de maio). A sementeira da cultura foi feita a 26 de maio (8 dias após a aplicação de chorume).

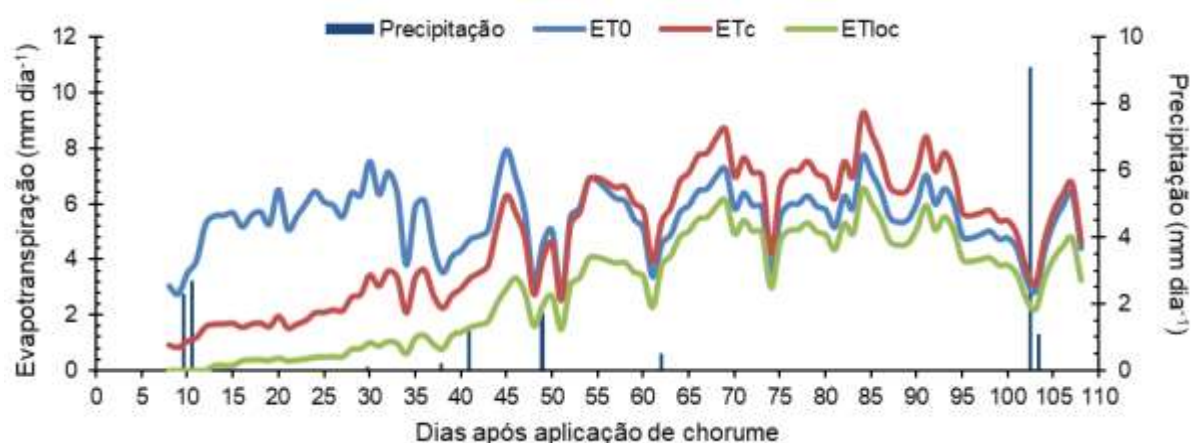


Figura 4.1 - Evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), cultural ( $ET_c$ ) e cultural corrigida para a rega localizada ( $ET_{loc}$ ) diária calculada para a cultura do milho para regado por gota-a-gota e precipitação diária no ano de 2017.

Ao longo do ensaio verificaram-se alguns dias em que a  $ET_0$  apresentou descidas bruscas, influenciando os valores da  $ET_c$  e  $ET_{loc}$ . Durante o período de maior demanda climática, a causa para tais decréscimos terá sido a nebulosidade uma vez que nestes dias foram registados valores mais baixos de radiação. Por outro lado, no 102º e 103º dia após a aplicação (DAA), a descida da  $ET_0$  foi sobretudo devida a valores elevados de humidade relativa do ar.

O Quadro 4.3 apresenta os valores acumulados das variáveis atrás referidas. Mostra ainda, para cada solo, a precipitação acumulada (P), a fração de lavagem ( $f_{lav}$ ) e as necessidades de rega (dotação bruta,  $D_R$ ) calculadas para uma eficiência do sistema de rega de 90 %.

Quadro 4.3 - Valores totais das necessidades hídricas e de rega calculadas para a cultura do milho, e da precipitação ocorrida no ciclo cultural 2017

Variável	Valor	Variável	Valor
$ET_0$ (mm)	555,6	$ET_{loc} - P$ (mm)	279,6
$ET_c$ (mm)	488,8	$f_{lav}$ (mm)	28,0
$ET_{loc}$ (mm)	298,5	$D_U$ (mm)	307,6
P (mm)	18,9	$D_R$ (mm)	341,8

Onde  $ET_0$  corresponde à evapotranspiração de referencia,  $ET_c$  à evapotranspiração da cultura,  $ET_{loc}$  à evapotranspiração localizada, P à precipitação acumulada,  $f_{lav}$  à fração de lavagem,  $D_U$  à dotação útil e  $D_R$  à dotação bruta ou de rega.

A dotação útil de rega,  $D_U$ , calculada com base na equação 7, teve em consideração, para além da  $ET_{loc}$ , a P e a  $f_{lav}$  requerida para a prevenção da ocorrência de salinidade. As dotações totais foram iguais para os dois tipos de solo, uma vez que o mesmo intervalo entre regas de um dia foi utilizado. A dotação de rega que foi realmente aplicada (355,8 mm) foi superior à calculada (341,8 mm), uma vez que dependeu também do programador do sistema de rega, que permitiu programar a duração de cada rega apenas ao minuto.

### 4.3 Balanço hídrico

#### 4.3.1 Solo arenoso

A dotação de rega aplicada diariamente e a precipitação ocorrida, comuns a todas as modalidades de tratamento de chorume, apresentam-se na Figura 4.2a. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação do chorume, sendo o zero o dia de aplicação. Pode observar-se o aumento da dotação de rega desde a sementeira até à fase de reprodução, associada a um aumento da demanda climática e também a um aumento do  $K_c$ , reflectindo o desenvolvimento da cultura desde a fase inicial, em que as plantas estavam a estabelecer, até à floração, quando a dotação atinge valores máximos. É de realçar que a dotação de rega na fase inicial é igual à do período no crescimento rápido, uma vez que só é possível programar números exatos no sistema de rega. A partir dos 93 ° DAA, houve uma diminuição da dotação de rega, quando as plantas entram na fase de senescência. Nesta fase, devido à precipitação intensa que ocorreu no 102º DAA, optou-se por não realizar a rega diária, retomando apenas no 106º DAA. Durante o ensaio ocorreu precipitação apenas em 10 dias, tendo os maiores eventos sido registados no início e no fim do período experimental.

A Figura 4.2b apresenta os valores de teor de água no solo ( $\theta_v$ ) medidos a 20 cm de profundidade.

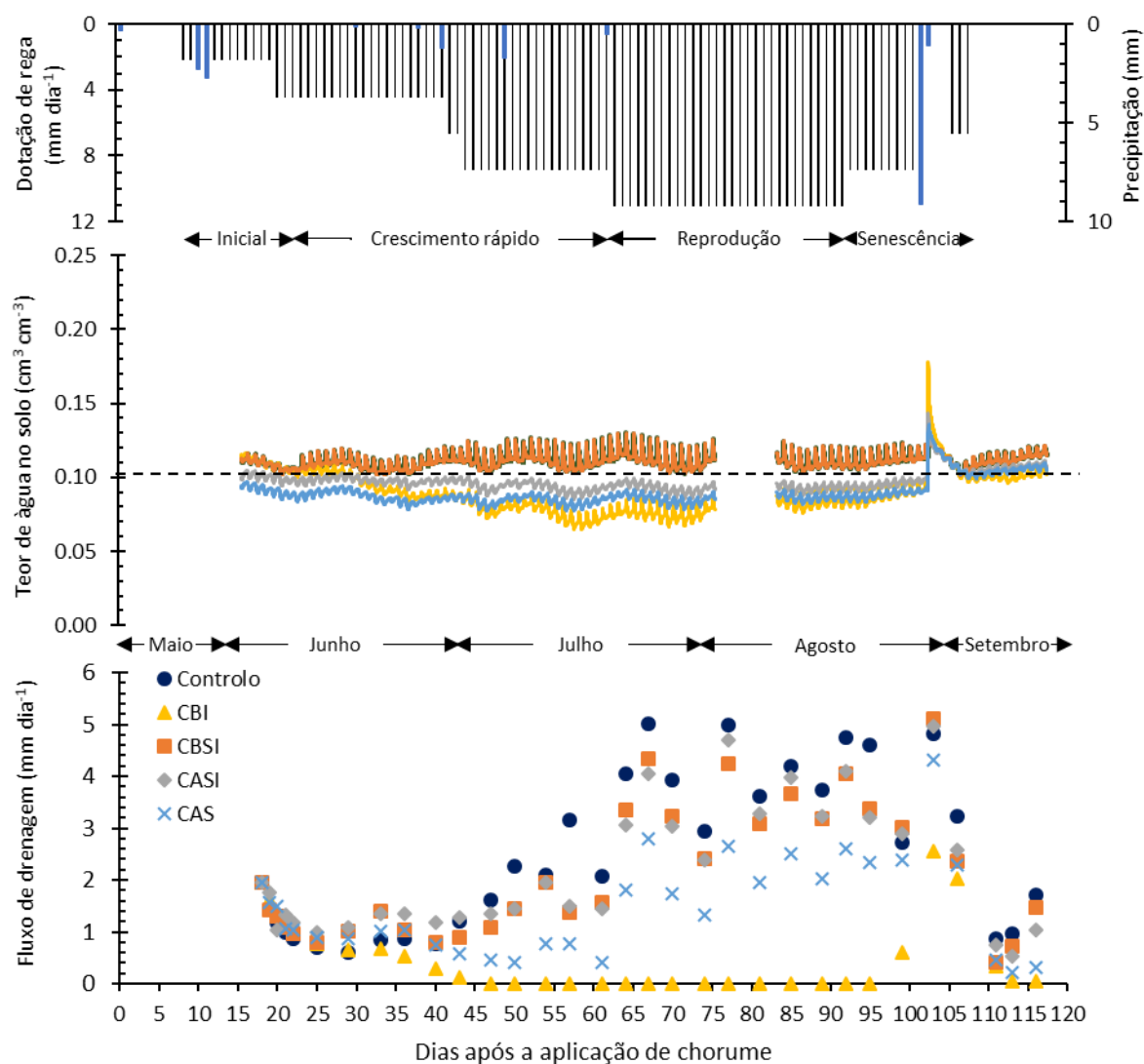


Figura 4.2 - Termos do balanço hídrico para o solo arenoso: a) dotação de rega e precipitação diárias, b) teor volumétrico de água no solo a 20 cm de profundidade e c) fluxo de drenagem a 100 cm de profundidade (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação)

A Figura 4.2c apresenta o fluxo de drenagem ( $\phi_D$ ) no fundo do perfil do solo arenoso, aos 100 cm de profundidade para o controlo e para quatro tratamentos experimentais. O Quadro 4.4 apresenta os valores da drenagem acumulada (D) para o período em estudo.

Quadro 4.4 - Drenagem acumulada (mm) para o ciclo cultural 2017

Solo	Modalidade					Média	DP
	Controlo	CBSI	CASI	CAS	CBI		
Arenoso	81	71	72	48	16	58	26
Franco arenoso	72	38	53	35	16	43	21

A Figura 4.2b mostra um período sem registos de  $\theta_v$ , devido a um problema de conexão das sondas com o *data logger*. Na primeira quinzena do ensaio não foi registado o  $\theta_v$ , pelo que não é possível constatar o que ocorreu nesses dias. No entanto, nos primeiros registos verifica-se uma tendência de descida do  $\theta_v$  e do  $\phi D$ , pelo que poderá ter ocorrido um aumento de ambos durante esse período, devido à precipitação que ocorreu (Figura 4.2a) e às necessidades hídricas da cultura ainda serem baixas. Apesar de, desde o início dos registos, existirem algumas diferenças entre tratamentos, é a partir do 29º DAA, ou seja, 21 dias após a sementeira do milho, que  $\theta_v$  e  $\phi D$  apresentam comportamentos distintos entre tratamentos e principalmente entre os tratamentos e o controlo.

O  $\theta_v$  foi sempre muito semelhante para o controlo e para o tratamento CBSI, e sempre superior à capacidade de campo (CC). Esta situação reflete-se no  $\phi D$  a 100 cm de profundidade (Figura 4.2c). Efetivamente, estes lisímetros são dos que apresentam maiores perdas de água para fora da zona radical, embora tenha sido o controlo a apresentar maior  $\phi D$  a partir do 43º DAA e maior D (Quadro 4.4).

O solo arenoso apresenta uma resposta rápida da drenagem em relação às entradas devido à sua elevada permeabilidade hidráulica. Os fluxos de drenagem começam a aumentar entre o 45-50º DAA. Li (2016) observou que, nestas condições experimentais, mas durante o inverno, a drenagem começava após uma precipitação cumulativa de cerca de 100 mm. Neste caso, é neste momento que a dotação de rega acumulada apresenta valores desta ordem de grandeza (100 mm no 49º DAA).

O  $\phi D$  foi similar para os tratamentos CBSI e CASI, apesar do segundo ter apresentado menores valores de  $\theta_v$ , inferiores e próximos da CC. Tal como o CASI, os tratamentos CAS e CBI apresentaram quase sempre o  $\theta_v$  inferior à CC. Quanto ao  $\phi D$ , enquanto nos primeiros dois tratamentos ocorreram perdas durante a fase de maiores dotações, no tratamento CBI não houve drenagem. Esta situação pode estar relacionada com o facto de este ter sido o tratamento com plantas de maior vigor vegetativo (não há dados registados, apenas observação).

Em todos os tratamentos verifica-se a ocorrência de um pico de  $\theta_v$  no 102º DAA devido à intensa precipitação ocorrida neste dia. A partir desta data, o  $\theta_v$  foi sempre superior à CC e ocorreu drenagem no controlo e em todos os tratamentos com exceção do CBI. O  $\phi D$  apresentou o mesmo comportamento, embora outros picos já tenham ocorrido anteriormente, nomeadamente nos dias em que foi aumentada a dotação de rega.

Nos períodos em que ocorreu drenagem, o tratamento CBI foi o tratamento com menor  $\phi D$ , resultando em menos D (16 mm) que representou 5% da rega aplicada. Nos tratamentos com



chorume acidificado, a D no CAS (48 mm) foi cerca de 2/3 da ocorrida no tratamento CASI. O lisímetro de Controlo apresentou uma drenagem acumulada superior aos restantes, representando 24 % da rega aplicada.

Pelo que se pode concluir que, no solo arenoso, a drenagem foi menor nos lisímetros com aplicação de chorume, tendo representado em média, 64 % da drenagem do lisímetro de controlo. Por sua vez, a água percolada a 100 cm de profundidade foi claramente menor nos casos em que o chorume acidificado foi aplicado à superfície sem incorporação e no caso em que foi injetado sem pré tratamento.

No controlo, o facto de as plantas apresentarem menor vigor vegetativo, e consequentemente, menor capacidade para absorção de água, pode ter contribuído para um maior valor de drenagem acumulada.

O Quadro 4.5 apresenta os termos do balanço hídrico medidos e calculados ( $ET_{loc}$ ) para o solo arenoso.

Quadro 4.5 - Termos do balanço hídrico para o solo arenoso

Termo (mm)	Controlo	CBSI	CASI	CAS	CBI
Ai (medido)	48	48	44	42	49
P (medido)	19	19	19	19	19
R (medido)	342	342	342	342	342
D (medido)	81	71	72	48	16
$ET_{loc}$ (calculado)	299	299	299	299	299
Af (medido)	48	49	46	46	45
Erro de fecho	-19	-10	-12	10	50

Onde, Ai corresponde ao armazenamento de água inicial a 20 cm de profundidade, P à precipitação total, R à dotação de rega aplicada efetivamente pelo sistema de rega, D à drenagem acumulada,  $ET_{loc}$  à evapotranspiração e Af ao armazenamento de água final a 20 cm de profundidade.

Verifica-se a existência de erros de fecho entre os -19 e os 50 mm, consoante o tratamento. Como é usual, este erro foi distribuído pelos termos  $ET_{Loc}$  (uma vez que este foi calculado) e drenagem (uma vez que houve uma falha na sua medição no início da experimentação), em proporção ao seu peso no balanço. A Figura 4.3 apresenta os valores acumulados de  $ET_{Loc}$  e D após distribuição do erro de fecho. Refere-se que as plantas do tratamento CBI foram as que apresentaram maior vigor, sendo espectável o maior valor de  $ET_{Loc}$  apresentado na Figura. Contrariamente ao controlo que apresentou menor vigor vegetativo logo menor valor de  $ET_{Loc}$ .

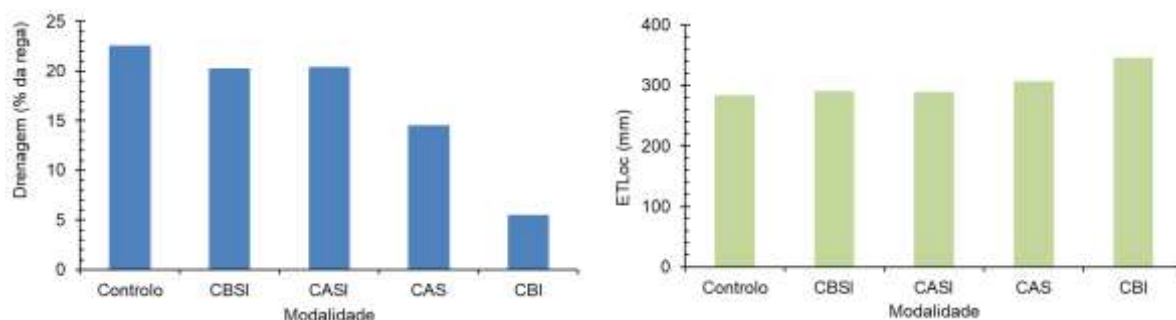


Figura 4.3 - Drenagem acumulada (% rega) e  $ET_{loc}$  (mm) para o controlo e os tratamentos de fertilização (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) durante o ciclo do milho para silagem regado por gota-a-gota no solo arenoso.

#### 4.3.2 Solo franco arenoso

A dotação de rega aplicada diariamente e a precipitação ocorrida, comuns a todas as modalidades de tratamento de chorume, apresentam-se na Figura 4.1a. A Figura 4.4b apresenta os valores de  $\theta_v$  medidos a 20 cm de profundidade e a Figura 4.4c o  $\phi D$  no fundo do perfil do solo franco arenoso, aos 100 cm de profundidade para os quatro tratamentos experimentais e o controlo. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação do chorume, sendo o zero o dia da aplicação. O Quadro 4.4 apresenta os valores da D para o ciclo do milho.

Na Figura 4.4a pode observar-se o aumento da dotação de rega desde a sementeira até à fase de reprodução, associada a um aumento da demanda climática e também a um aumento do  $K_c$ . Verifica-se que no final da fase inicial e no início da seguinte a dotação de rega é igual uma vez que só é possível programar números exatos no sistema de rega. Também é possível verificar que a dotação máxima foi aplicada apenas em cinco dias. Na fase da senescência devido à precipitação intensa que ocorreu no 102º DAA, optou-se por não realizar a rega diária, retomando apenas no 106º DAA. Durante o ensaio ocorreu precipitação apenas em 10 dias, tendo os maiores eventos sido registados no início e no fim do período experimental.

Novamente não é possível verificar o que ocorreu na primeira quinzena do ensaio, devido à falta de dados. No entanto, como se verifica nos primeiros registos, houve uma descida do  $\theta_v$  e do  $\phi D$  e devido à precipitação ocorrida no início do período experimental poderá ter havido um aumento de ambos. A partir do 29º DAA, o  $\phi D$  apresentou comportamentos diferentes entre tratamentos e entre os tratamentos e o controlo.

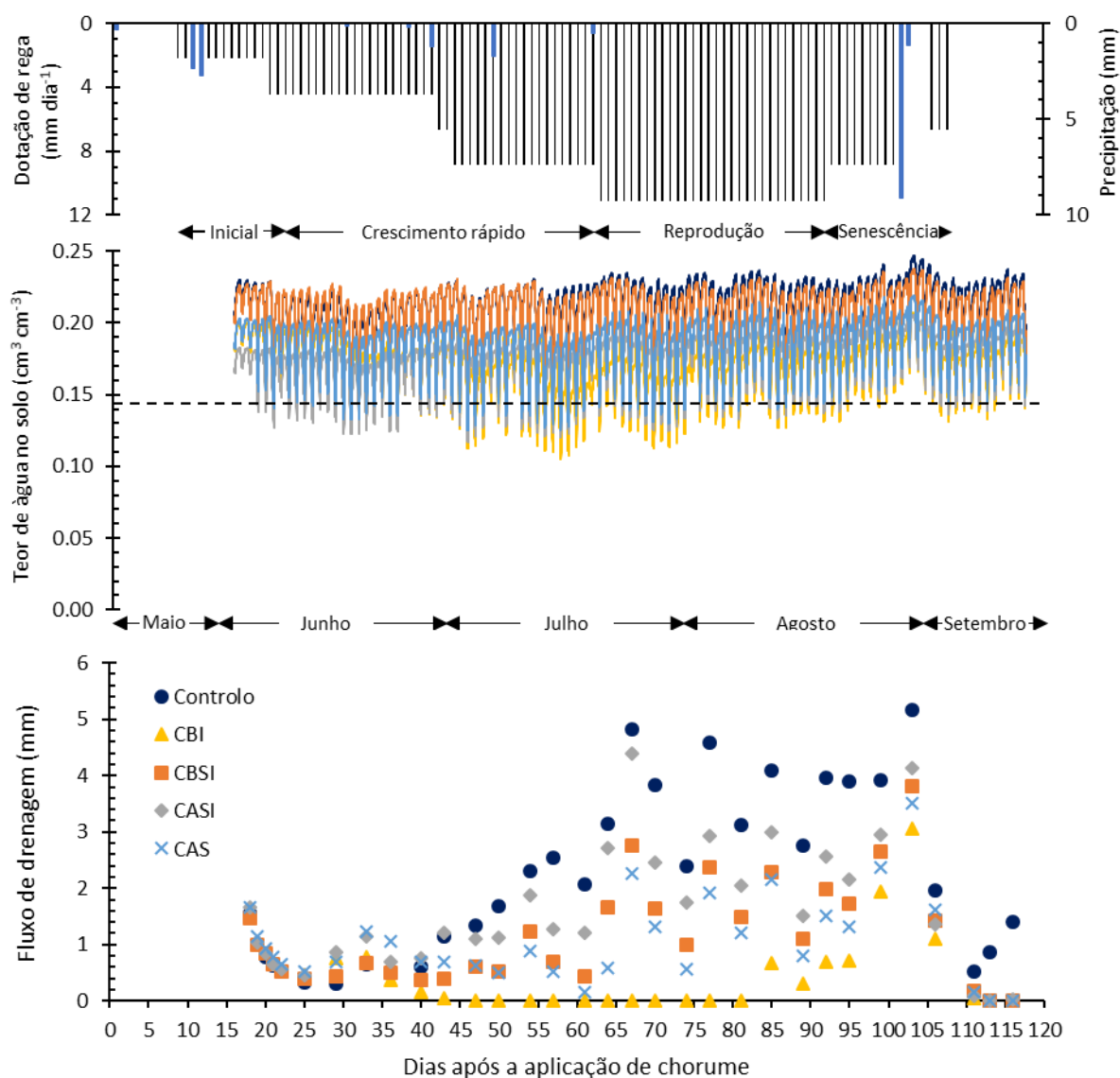


Figura 4.4 - Termos do balanço hídrico para o solo franco arenoso: a) dotação de rega e precipitação diárias, b) teor volumétrico de água no solo a 20 cm de profundidade e c) fluxo de drenagem a 100 cm de profundidade (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação).

O  $\theta_v$  foi quase sempre superior à CC em todas as modalidades, resultando na existência de  $\phi_D$  a 100 cm de profundidade. O controlo e o tratamento CBSI foram as modalidades com maiores  $\theta_v$ , sendo muitas vezes semelhantes, mas tal situação não ocorreu a 100 cm de profundidade. O controlo apresentou as maiores perdas de água para fora da zona radical quer de  $\phi_D$  quer da drenagem acumulada (72 mm) e o tratamento CBSI, apesar de ter sido um dos tratamentos com maiores perdas, teve menor  $\phi_D$  e D que o tratamento CASI.

Embora o CASI tenha sido o tratamento com maior  $\phi_D$  e maior D (53 mm) apresentou  $\theta_v$  inferiores aos tratamentos CBSI e CAS. O  $\phi_D$  para estas duas modalidades foi muito

semelhante, resultando numa drenagem acumulada não muito diferente, 38 mm e 35 mm respetivamente.

Durante o mês de julho e início de agosto, o  $\theta_v$  do tratamento CBI foi próximo da CC e não houve  $\phi D$ . Consequentemente foi o tratamento com menor drenagem acumulada (16 mm), representando 5 % da rega aplicada.

O maior valor do  $\theta_v$  e do  $\phi D$  para todos os tratamentos e o controlo registou-se no 103º DAA, à exceção do CASI no qual o  $\theta_v$  foi registado no 99º DAA. A partir deste dia, houve um decréscimo do  $\phi D$  verificando-se ausência de perdas de água nos últimos dias em todos os tratamentos, já no controlo houve um aumento nas últimas amostras de  $\phi D$ .

Assim, à semelhança do que se concluiu para o solo arenoso, no solo franco arenoso, a aplicação de chorume resulta em menores perdas de água para fora da zona radical, desta vez em cerca de 49 %. Por sua vez, a injeção de chorume (CBI) permite menor  $\phi D$  e a incorporação de chorume acidificado (CASI) maiores perdas de água. Neste solo é possível verificar que embora o  $\theta_v$  seja menor a 20 cm de profundidade, não significa que a drenagem a 100 cm de profundidade seja baixa.

O Quadro 4.6 apresenta os termos do balanço hídrico medidos e calculados ( $ET_{loc}$ ) para o solo franco arenoso.

Quadro 4.6 - Termos do balanço hídrico para a cultura do milho no solo franco arenoso

Termo (mm)	Controlo	CBSI	CASI	CAS	CBI
Ai (medido)	95	94	79	86	86
P (medido)	19	19	19	19	19
R (medido)	342	342	342	342	342
D (medido)	72	38	53	35	16
$ET_{loc}$ (calculado)	299	299	299	299	299
Af (medido)	91	90	80	83	78
Erro de fecho	-6	28	9	30	54

Onde, Ai corresponde ao armazenamento de água inicial a 20 cm de profundidade, P à precipitação total, R à dotação de rega aplicada efetivamente pelo sistema de rega, D à drenagem acumulada,  $ET_{loc}$  à evapotranspiração e Af ao armazenamento de água final a 20 cm de profundidade.

Verifica-se a existência de erros de fecho, semelhantes aos obtidos para o solo arenoso, entre os -6 e os 54 mm, consoante a modalidade. O erro foi distribuído pelos termos  $ET_{loc}$  (uma vez que este foi calculado) e D (uma vez que houve uma falha na sua medição no início da experimentação), em proporção ao seu peso no balanço. A Figura 4.5 apresenta os valores

acumulados de D e  $ET_{loc}$  após distribuição do erro de fecho. Também no solo franco arenoso as plantas do tratamento CBI foram as que apresentaram maior vigor, sendo expectável o maior valor de  $ET_{loc}$  apresentado na Figura, e o controlo a modalidade com menor vigo vegetativo e menor  $ET_{loc}$ .

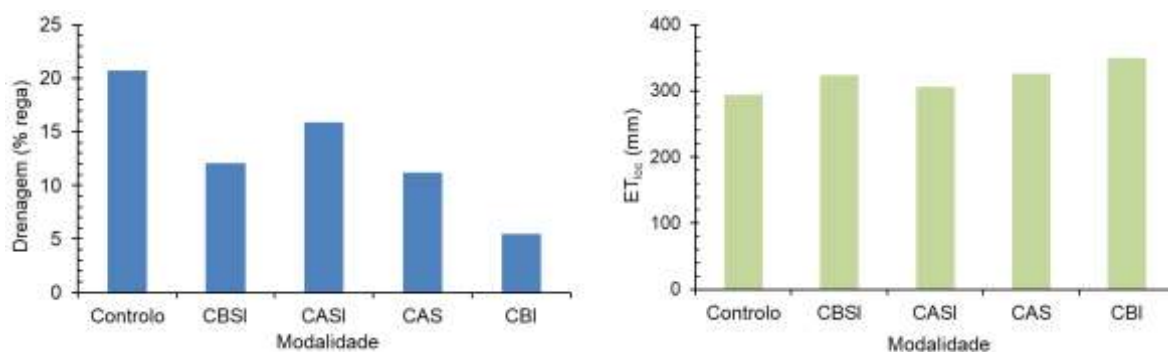


Figura 4.5 - Drenagem (% rega) e  $ET_{loc}$  para o controlo e os tratamentos de fertilização (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação, CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) durante o ciclo do milho forragem regado por gota-a-gota no solo franco arenoso.

Comparando os dois tipos de solo, verifica-se que o solo arenoso apresentou valores mais baixos de  $\theta_v$  e menores variações ao longo do dia. O  $\theta_v$  foi quase sempre inferior à CC o que não sucedeu no solo franco arenoso. Nos dois solos, o controlo e o tratamento CBSI apresentaram valores similares no  $\theta_v$  e sempre superiores à CC. Já o tratamento CBI foi a modalidade que registou uma descida mais acentuada na fase de crescimento rápido e de reprodução com o  $\theta_v$  menor.

A 100 cm de profundidade e a nível global, o solo arenoso apresentou, em média, um valor de drenagem acumulada 16% maior do que o solo franco arenoso (Quadro 4.4). A evapotranspiração foi ligeiramente superior no solo franco-arenoso (3%). A variação de armazenamento de água entre o final e o início do ciclo cultural foi maior no solo franco arenoso devido à sua maior capacidade de retenção para a água.

No solo arenoso estima-se que 16 % das saídas do balanço ocorreram por drenagem, enquanto 84 % foram utilizados na  $ET_{loc}$ . No caso do solo franco arenoso as percentagens são cerca de 14 e 86% respectivamente, o que significa que considerando os valores acumulados para todo o ciclo, os dois solos exibem comportamentos muito semelhantes.

Assim, o controlo foi, nos dois solos, a modalidade com maior  $\phi D$  e de D (Figura 4.2, Figura 4.4 e Quadro 4.4 - Drenagem acumulada (mm) para o ciclo cultural 2017). Este comportamento pode dever-se ao facto de a introdução de matéria orgânica no solo alterar as suas propriedades físicas através da promoção da agregação das partículas do solo,

diminuindo a densidade aparente e aumentando a porosidade, a capacidade de infiltração e a capacidade de retenção de água (Celik et al., 2004; Haynes e Naidu, 1998). Já os tratamentos de fertilização tiveram comportamentos diferentes entre os dois solos. Enquanto no solo arenoso, a D dos tratamentos CBSI e CASI foi semelhante, no solo franco arenoso foi notoriamente superior no segundo tratamento.

Pode, com base nos resultados da água no solo, identificar-se um maior potencial para a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  no solo arenoso, associado à maior drenagem acumulada. No caso das modalidades, verifica-se maior potencial nos tratamentos com aplicação à superfície seguido de incorporação (CBSI e CASI) no solo arenoso e no caso do solo franco arenoso no tratamento CASI. Por outro lado, a manutenção de maiores teores de água no solo franco arenoso (maioritariamente superior à CC), em conjunto com as temperaturas elevadas (Figura 4.6), poderá estar associada a um maior potencial para a desnitrificação e emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Para além de se observar temperaturas superiores a  $30^\circ\text{C}$ , resultando numa diminuição da atividade da população microbiana, diminuindo a disponibilidade de N para lixiviação. Pelo contrário, o potencial de volatilização é baixo, sendo este elevado em solos secos (vide seção 2.2). No entanto, na Figura 4.6 observa-se que as temperaturas do solo franco arenoso tem uma elevada variação ao longo do dia atingindo valores elevados, pelo que as temperaturas neste solo são duvidosas.

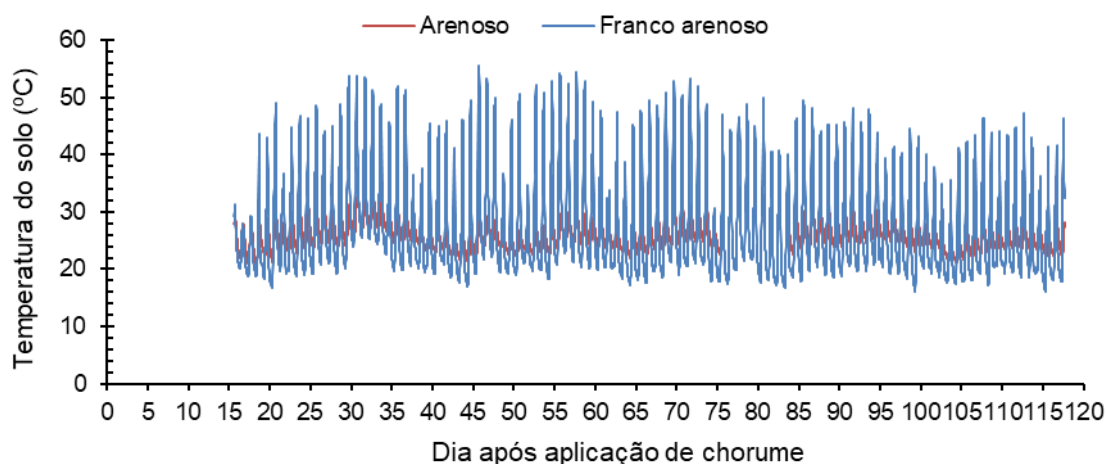


Figura 4.6 - Temperatura do solo no solo arenoso e franco arenoso.

## 4.4 Dinâmica do azoto

De seguida é apresentado os resultados do  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada para o bloco II, uma vez que por falta de material na recolha da drenagem impossibilitou a recolha de amostras para medições de nitratos. Já a matéria seca, o teor de N nas plantas e a concentração de N mineral no solo antes da aplicação do chorume e depois da colheita é apresentada a média dos lisímetros dos três blocos.

### 4.4.1 Lixiviação de $\text{N-NO}_3^-$

#### 4.4.1.1 Solo arenoso

A Figura 4.7 apresenta a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem recolhida para o controlo e os diferentes tratamentos no solo arenoso. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação de chorume, sendo o zero o dia da aplicação.

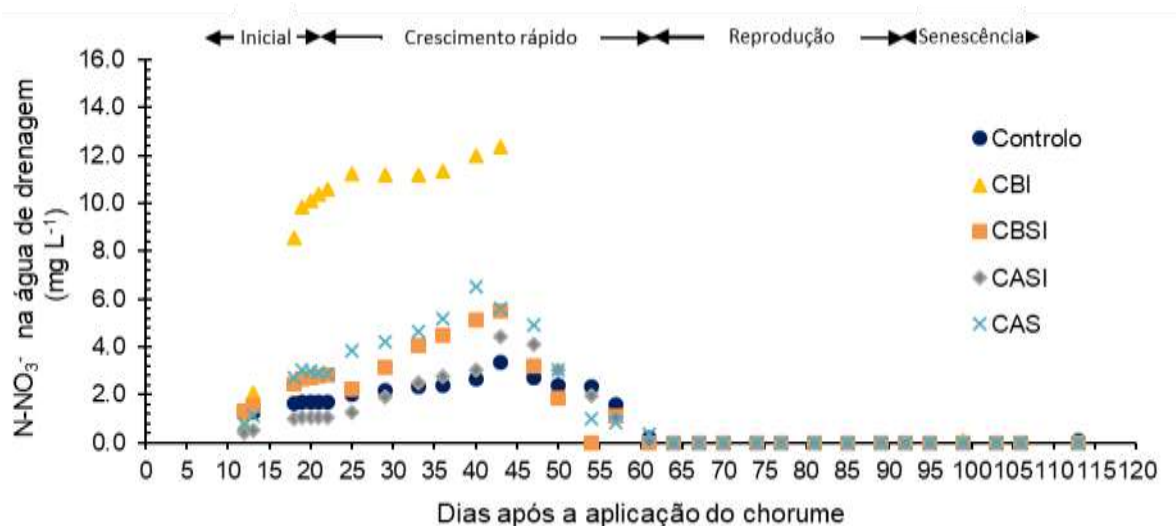


Figura 4.7 - Concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  (mg L<sup>-1</sup>) na água de drenagem recolhida a 100 cm de profundidade para o controlo e os diferentes tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso

A perda de N por lixiviação ocorreu maioritariamente na primeira metade do ensaio, não havendo perdas de  $\text{NO}_3^-$  durante a fase de reprodução e senescência. Nos primeiros 11 dias do ensaio não houve dados da lixiviação, uma vez que não foram realizadas medições do  $\phi D$ , o que impossibilitava a recolha de amostras.

A concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem teve, desde o início dos registos, um aumento gradual até ao 43º DAA em todas as modalidades. O tratamento CASI, foi a única modalidade onde o pico da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ocorreu no 40º DAA. Posteriormente, verifica-se uma descida em todas as situações até ao 64º DAA, a partir do qual não houve lixiviação. À exceção do controlo na última amostra e no 99º DAA no tratamento CBI. No

entanto, não é possível visualizar estes valores na figura pois trata-se de baixas concentrações.

A aplicação do chorume não tratado por injeção destaca-se das restantes modalidades, excepto nas duas primeiras recolhas de drenagem, em que a diferença entre as modalidades não é notória. 19 DAA as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  do tratamento CBI foram mais elevadas (entre 8,6 e 12,4  $\text{mg L}^{-1}$ ) em comparação com as restantes modalidades (entre 0,35 e 6,5  $\text{mg L}^{-1}$ ). No pré tratamento, a técnica de aplicação com incorporação (CASI), apresentou menos nitratos na água de drenagem do que a técnica sem incorporação (CAS). Por outro lado, as concentrações do tratamento CASI foram inferiores às do tratamento CBSI, e inferiores ou iguais ao controlo no primeiro mês do ensaio. Já o tratamento CAS, a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  foi superior maioritariamente aos restantes tratamentos de fertilização.

De todas as 145 amostras de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  do solo arenoso apenas três excederam o limite máximo da Diretiva Nitratos da EU (11,3  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ). Estes valores, 11,35, 12,01 e 12,35  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , correspondem a três amostras recolhidas antes do período sem drenagem do tratamento CBI.

A Figura 4.8 apresenta os fluxos de lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  no fundo do perfil do solo arenoso, aos 100 cm de profundidade, para o controlo e os para os tratamentos experimentais. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação do chorume, sendo o zero o dia de aplicação.

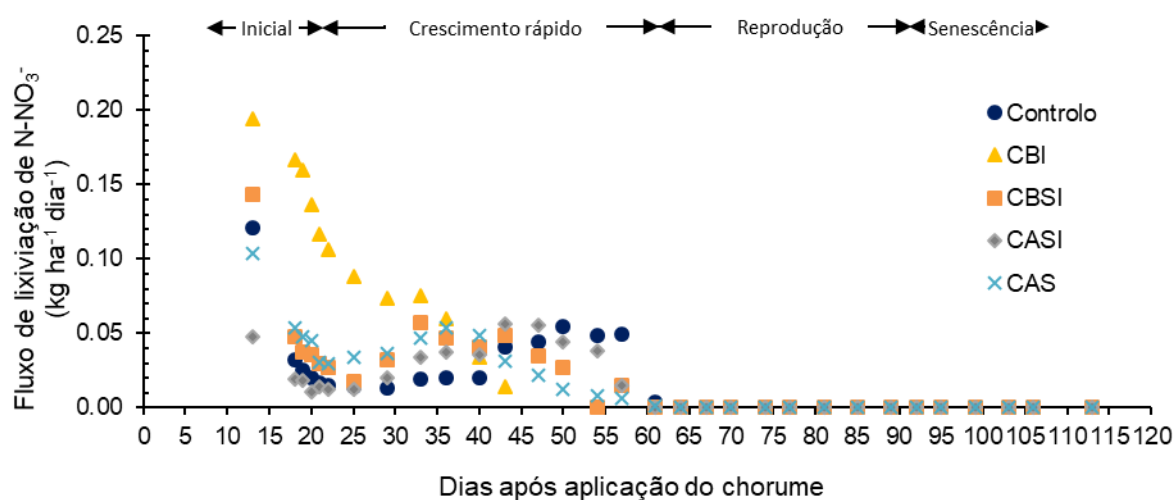


Figura 4.8 -  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) a 100 cm de profundidade no controlo e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso.

O Quadro 4.7 apresenta a perda total de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ .



Quadro 4.7 - N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado total (kg ha<sup>-1</sup>) para o ciclo cultural 2017

Solo	Modalidade					Média	D <sub>Pad</sub>
	Controlo	CBSI	CASI	CAS	CBI		
Arenoso	1,48	1,61	1,43	1,58	2,74	1,77	0,49
Franco arenoso	0,32	0,22	0,61	0,48	1,54	0,63	0,47

Verifica-se que a lixiviação ocorreu maioritariamente na primeira metade do ensaio, devido à ausência de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na fase de reprodução e senescência como observado anteriormente apesar de ser neste período que ocorreram os maiores  $\phi D$  (Figura 4.2c). Este período, com perdas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por lixiviação, corresponde à fase inicial de desenvolvimento das plantas, durante o qual as raízes estão em expansão e restritas, principalmente, ao volume de solo perto destas. Por isso, e porque o chorume foi distribuído por toda a superfície, apenas uma porção do N disponível é assimilado pelas plantas (Gheysari *et al.*, 2009).

No 16º DAA, fluxo de lixiviação registou o valor máximo para o tratamento CBI (0,86 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) onde o chorume não tratado foi injetado. Também a aplicação de chorume acidificado à superfície sem incorporação (CAS) e a aplicação de chorume não tratado à superfície com incorporação (CBSI) mostraram o pico máximo neste dia, embora de menor magnitude, 0,25 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> e 0,27 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, respetivamente. Nas restantes modalidades, o pico máximo de fluxo de lixiviação ocorreu mais tarde, embora neste dia também tenha ocorrido um pico relativo. O tratamento CASI foi a estratégia com menor fluxo de lixiviação neste dia. A ocorrência destes picos deve-se as perdas de água por percolação, uma vez que neste dia a drenagem foi maior e a concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na água drenada foi menor para todas as modalidades em comparação com os dias subsequentes (Figura 4.2c e Figura 4.7). No entanto, as perdas por lixiviação foram diferentes devido à concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ser diferente para as varias modalidades visto que a drenagem foi semelhante.

Nos quatro dias seguintes observa-se que o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado foi pequeno e uma ligeira descida devido à diminuição da drenagem, apesar de um ligeiro aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Contudo, o tratamento CBI destaca-se das restantes modalidades ate ao 33º DAA devido, novamente, à concentração de nitratos na água de drenagem uma vez que a drenagem não é notoriamente diferente, tal como observado na Figura 4.2c. A partir do 36º DAA até ao 43º DAA, apesar da subida da concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, houve uma diminuição da água percolado aos 100 cm de profundidade o que resultou numa diminuição do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado no tratamento CBI.

No pré tratamento (acidificação), o fluxo de lixiviação de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi maior no CAS até ao 40º DAA e posteriormente observou-se o oposto. A primeira situação ocorreu devido à diferença da concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre ambos ser clara até ao 40º DAA, sendo a concentração do

tratamento CAS superior, uma vez que diferença entre a drenagem dos dois lisímetros destas modalidades foi reduzida. Já na segunda situação, fluxo de lixiviação é superior no tratamento CASI, é explicado pelo facto da água percolada para fora da zona radical ser notoriamente superior neste tratamento. Contudo, a técnica sem incorporação teve maior perda total de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado ( $1,58 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ) em comparação com a técnica com incorporação do chorume ( $1,43 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ).

Semitela et al. (2013), num estudo idêntico, mas no outono/inverno, observou maior potencial de lixiviação de nitrato nos primeiros 30 dias após a aplicação de chorume não tratado em relação ao chorume acidificado, mas após o 30º dia observou o oposto, no solo arenoso. De facto, observou-se que o tratamento com aplicação de chorume acidificado seguido de incorporação atingiu os valores máximos do fluxo de lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$ , e idênticos aos do tratamento CBSI, mais tarde, a partir do 43º DAA. Por outro lado, durante o período em que ocorreu lixiviação do  $\text{NO}_3^-$ , o  $\phi D$  do lisímetro de CASI era superior ou igual ao lisímetro do CBSI. Por isso a presença de  $\text{NO}_3^-$  na água pode estar relacionada com a concentração de  $\text{NO}_3^-$  no solo, pois de acordo com Fanguiero et al. (2010, 2013) a acidificação atrasa a mineralização do N orgânico e a nitrificação, e a concentração de  $\text{NH}_4^+$  é superior no chorume pré tratado. Também se verifica na Figura 4.6 que a concentração do tratamento CASI era inferior ou igual ao controlo no primeiro mês e posteriormente é que foi superior, o que resultou num fluxo de lixiviação inferior ao controlo sendo o  $\phi D$  menor no controlo. Mas a perda total de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi maior no tratamento com chorume não tratado ( $1,61 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ) do que no lisímetro com chorume acidificado.

O controlo apesar de ter registado menor pico de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado, não foi a situação com menor quantidade total ( $1,53 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ), sendo semelhante ao tratamento CASI que representou 3 % do N mineral aplicado. Já a maior perda de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $2,74 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ) ocorreu no tratamento CBI, que neste caso representou 5% do N mineral aplicado. Eventualmente, com a Figura 4.7 poderia se ter suposto que as maiores perdas de N por lixiviação iam ocorrer no tratamento CBI. No entanto, não era correto afirmar tal suposição uma vez que se trata de uma concentração e a D neste tratamento foi a menor (Quadro 4.4). No entanto, Kayser et al. (2014) rejeitaram a hipótese de no mesmo tipo de solo e com igual tipo de efluente, a injeção leva a maiores perdas N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , para cultura outono/inverno.

Portanto, concluir que, no solo arenoso, as maiores concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem foram registadas no tratamento CBI e consequentemente maior perda de N por lixiviação apesar de ter sido a modalidade com menor drenagem acumulada. Para além de ser a única modalidade com valores superiores ao limite estabelecido na Diretiva de Nitratos. O facto de no pré tratamento, a técnica de aplicação sem incorporação ter apresentado

valores elevados de  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada e ser uma das modalidades com menor perda total de N por lixiviação é possível verificar, que apenas a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água de drenagem não dita qual o impacto da estratégia na lixiviação de nitratos.

#### 4.4.1.2 Solo Franco Arenoso

A Figura 4.9 apresenta a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem recolhida para o controlo e os diferentes tratamentos no solo franco arenoso. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação de chorume, sendo o zero o dia da aplicação.

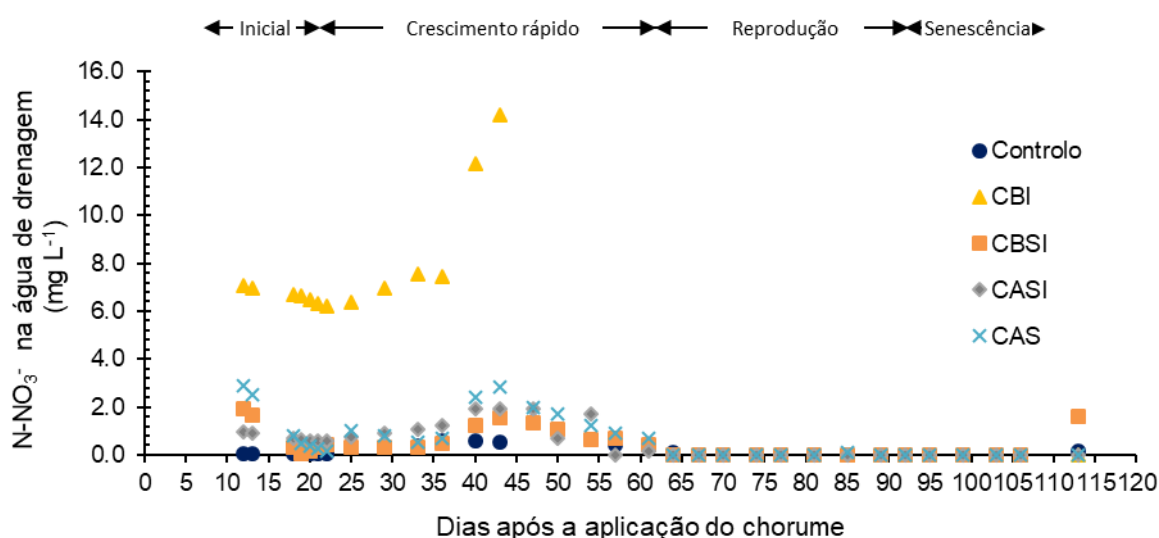


Figura 4.9 - Concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água de drenagem recolhida a 100 cm de profundidade para o controlo e os diferentes tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo franco arenoso

Mais uma vez, nos primeiros dez dias não houve registos da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada devido à ausência do  $\phi\text{D}$ . No entanto, na água de drenagem poderá ter havido nitratos, uma vez que se verifica um decréscimo do  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado nos primeiros dias de registos. Novamente, a perda de N por lixiviação ocorreu maioritariamente na fase inicial e de crescimento rápido, havendo lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  no início da fase de reprodução, no 85º DAA no tratamento CAS e na última amostra do controlo e do CBSI.

Durante este período, a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  foi notoriamente elevada no tratamento CBI, entre 6,18 e 7,46  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , excepto nas amostras antes do período de ausência de drenagem, com concentrações superiores ao limite estabelecido na Diretiva de Nitratos 12,18 e 14,22  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ .

Nas restantes modalidades, as concentrações não foram superiores a 2,88  $\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , sendo similares na fase inicial e crescimento rápido. No entanto, nas duas técnicas de

aplicação do chorume acidificado, a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada foi superior à do tratamento CBSI. O controlo foi o que apresentou menor concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada na maioria das amostras, embora a sua diferença com estes tratamentos era pequena. Contudo, verificam-se dois picos de concentrações máximas: na primeira amostra da água drenada e no 46º DAA. Também se observa que o tratamento CASI apresentou um pico de concentração no 54º DAA

A Figura 4.10 apresenta o  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado no fundo do perfil do solo franco arenoso, aos 100 cm de profundidade, para o controlo e os tratamentos experimentais. O eixo do x corresponde aos dias após aplicação do chorume, sendo o zero o dia de aplicação.

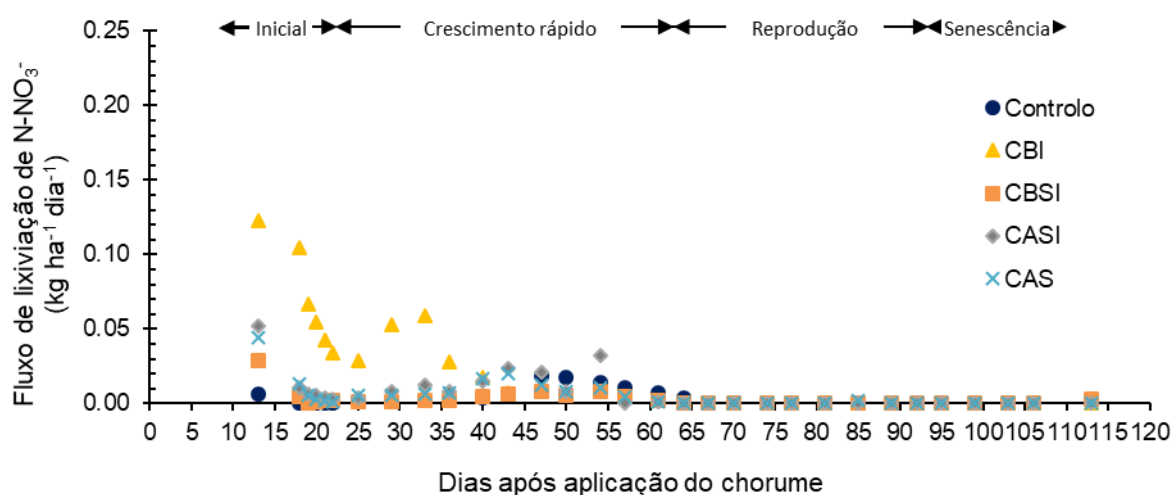


Figura 4.10 -  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) a 100 cm de profundidade no controlo e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo franco arenoso.

Com a análise da figura, verifica-se que os maiores fluxos de lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  ocorreram no tratamento CBI, até ao 40º DAA. Resultante da elevada concentração de  $\text{N-NO}_3^-$ , uma vez que a diferença da drenagem entre as modalidades era reduzida (Figura 4.4c). Tal como no solo arenoso, devido à drenagem elevada, o pico máximo correu no 14º DAA, seguido de uma descida. Visto que a concentração é similar entre os diferentes dias, este decréscimo ocorreu devido à diminuição do  $\phi D$ . Do mesmo modo, mas dado o pico do  $\phi D$  ocorreu um pico no fluxo de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ . Embora tenha havido um período sem perdas de água, eventualmente poderia ter ocorrido lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (caso ocorresse drenagem), uma vez que foi observado em vários estudos, elevadas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução de solo durante um ciclo cultural (Macedo et al., 2013; Semitela et al., 2013). No entanto, o CBI foi a modalidade com a maior perda de N por lixiviação ( $1,54 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ), ao contrário da técnica de aplicação de chorume não tratado seguida de incorporação (CBSI) que foi a estratégia com menor perda lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  ( $0,22 \text{ N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ).

No pré tratamento do chorume registam-se vários picos nas duas técnicas. Depois do fluxo máximo observado no 13º DAA, na técnica de aplicação sem incorporação (CAS), o pico máximo ocorreu no 43º DAA e na técnica de aplicação de chorume seguida de incorporação no 54º DAA. Ambos estão relacionados com a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na água drenada, uma vez que nesses dias ocorreram picos da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 4.9). Por outro lado, no período em que correu lixiviação no tratamento CASI (dois primeiros meses) a drenagem máxima ocorreu no 54º DAA (Figura 4.4c)., logo este pico do fluxo de lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  também resulta da drenagem neste dia. O tratamento CASI foi a segunda modalidade com maior  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado acumulado ( $0,61 \text{ N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ), quase três vezes superior ao tratamento CBSI.

O controlo apesar de não ter sido a modalidade com menor  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado acumulado ( $0,32 \text{ N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ ), registou os valores mais elevados de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado na fase final do crescimento rápido.

Assim, entre os dois solos, verificou-se que o solo franco arenoso apresentou valores mais baixos de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem e valores muito semelhantes entre os tratamentos, além da contração entre os dias ser semelhante, contrariamente ao solo arenoso no qual houve um aumento. O facto de a capacidade catiónica ser maior no solo franco arenoso, pode influenciar disponibilidade de  $\text{NH}_4^+$  para a nitrificação e consequentemente o  $\text{NO}_3^-$ , explicando as menores concentrações. Por outro lado, poderá ter ocorrido uma perda de N por desnitrificação, pois devido ao  $\theta_v$  ser superior e próximo à CC e à temperatura elevada, o potencial de nitrificação diminui e aumenta a desnitrificação (Figura 4.4b e Figura 4.6).

O tratamento CBI registou os maiores valores de  $\text{N-NO}_3^-$  na água drenada, nos dois solos, e foi o único com valores superiores a  $11,3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}$ . Apesar de ser a modalidade com menor D, as maiores perdas de N por lixiviação ocorreram no tratamento CBI. Vallejo et al. (2005) e Hunt et al. (2016) também observaram as maiores perdas de N por lixiviação no tratamento com chorume injetado em comparação com aplicação à superfície seguido de mobilização. Também Fangueiro et al. (2014) observaram, em condições laboratoriais, maiores perdas de N por lixiviação na técnica de injeção de chorume não tratado do que na aplicação à superfície de chorume não tratado e acidificado. Por outro lado, Velthof e Mosquera (2011) e Hunt et al. (2016) observaram que na técnica de injeção de chorume as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  são maiores em comparação com a técnica com aplicação de chorume seguida de incorporação. A diminuição das perdas por volatilização com injeção do chorume, permite que o N seja facilmente perdido por outras vias, pois aumenta a concentração de N solúvel,  $\text{NO}_3^-$  e N orgânico na solução do solo (Macedo et al., 2012)

Nos dois solos, a melhor técnica para reduzir as perdas de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi diferente. Enquanto para o solo arenoso foi o tratamento CASI no solo franco arenoso é a técnica de aplicação de chorume não tratado seguido de incorporação (CBSI). Semitela et al (2013) observarem que para iguais situações (técnicas de aplicação e tipos de solos) mas para uma cultura outono inverno, a técnica de aplicação de chorume acidificado seguido de incorporação é a melhor estratégia.

#### 4.4.2 Azoto na planta e no solo

##### 4.4.2.1 Planta

A Figura 4.11 apresenta a matéria seca (MS) produzida pelas plantas de milho para silagem no controlo e em cada tratamento em cada solo.

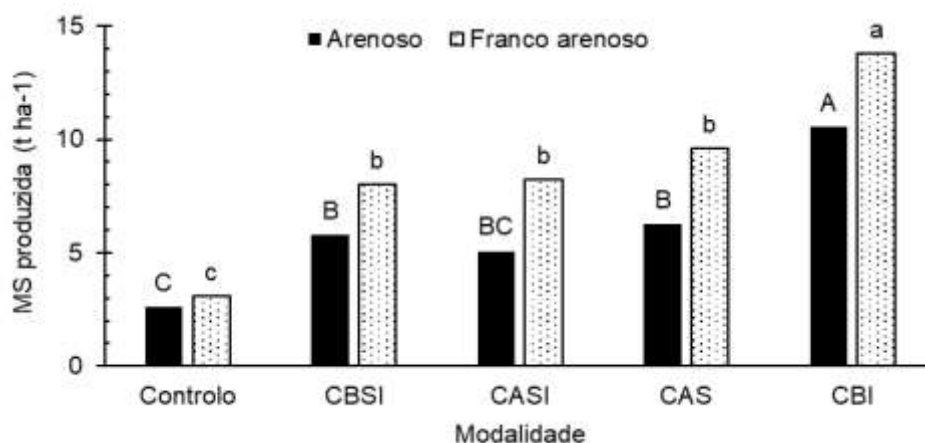


Figura 4.11 - Matéria seca (MS) produzida ( $\text{t ha}^{-1}$ ) pelas plantas do controlo e dos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

A matéria seca produzida foi maior no solo franco arenoso ( $42,7 \text{ t ha}^{-1}$ ) do que no solo arenoso ( $30,2 \text{ t ha}^{-1}$ ). Tal como esperado, as plantas do controlo produziram menos MS, uma vez não foi aplicada qualquer m.o., para além de que nos dois solos foi diferente estatisticamente das restantes modalidades.

Por sua vez, nos tratamentos com aplicação de chorume, a técnica de aplicação à superfície de chorume não tratado injetado (CSI) foi o tratamento com maior MS produzida nos dois solos, sendo diferente significativamente dos outros tratamentos. Nestes os valores similares

A Figura 4.12 apresenta o teor de N presente nas plantas para o controlo e cada tratamento em cada solo.

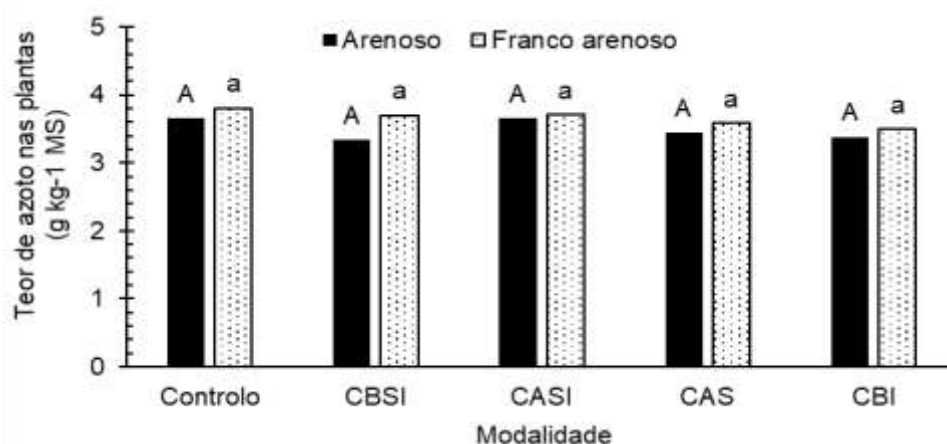


Figura 4.12 - Teor de N nas plantas ( $\text{g kg}^{-1}$  MS) no controle e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

O teor de N nas plantas dos tratamentos do solo franco arenoso foi maior do que o teor de N nas plantas dos respectivos tratamentos do solo arenoso, apesar dos valores serem semelhantes. Por outro lado, o controle foi a modalidade com maior teor de N por kg de MS nos dois solos. A diferença do teor de N nas plantas do controle não é significativa em comparação com as restantes modalidades em cada solo..

A Figura 4.13 apresenta a exportação de N ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) nas plantas do controle e dos tratamentos.

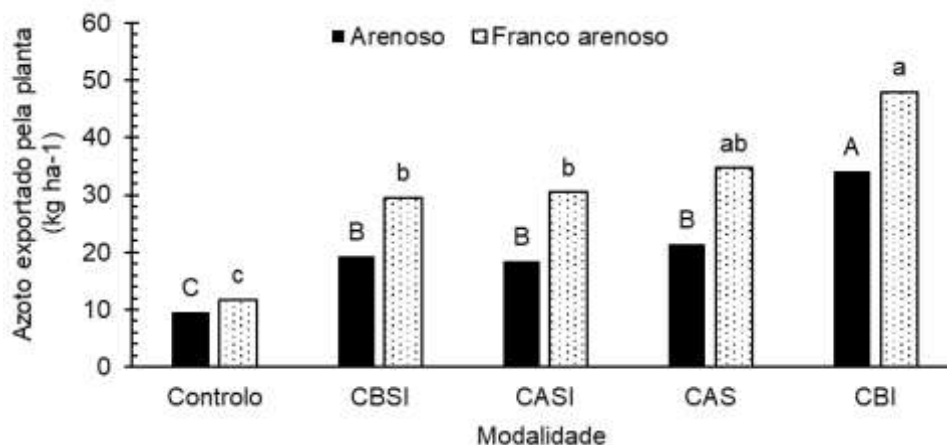


Figura 4.13 - N exportado pelas plantas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) no controle e nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

O N exportado resulta do produto da matéria seca com o teor de N nas plantas. Visto que o teor de N é semelhante as diferenças do N exportado segue a tendência da MS produzida. O

controlo foi a modalidade que exportou menos N que as plantas dos tratamentos onde foi aplicado chorume. A maior exportação de N pelas plantas ocorreu no tratamento com chorume não tratado injetado nos dois solos, diferindo estatisticamente das restantes modalidades em cada solo. Já com o mesmo tipo de chorume mas aplicado à superfície seguida de incorporação, este foi um das modalidades com menor N exportado pelas plantas, sendo semelhante ao tratamento CASI nos dois solos. Ou seja, as plantas dos lisímetros com aplicação de chorume acidificado à superfície sem mobilização foram no chorume acidificado as que exportaram mais N ocorreram nestes dois tratamentos nos dois os solos. Embora nos dois solos não apresentou diferenças significativas em relação às técnicas de incorporação de chorume.

Quanto aos dois solos, o azoto exportado foi maior no solo franco arenoso do que no solo arenoso.

O facto do tratamento CBI ter tido maior N absorvido pode ser explicado por varias razões, tal como a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo ao longo do ensaio (Semitela et al., 2013 e Bierer et al., 2017) e pela ausência de drenagem no final da fase de crescimento rápido, o que não permitiu perdas por lixiviação na fase em que o milho absorve mais quantidade de N.

A Figura 4.14 apresenta a eficiência do uso de azoto nos tratamentos nos dois solos.

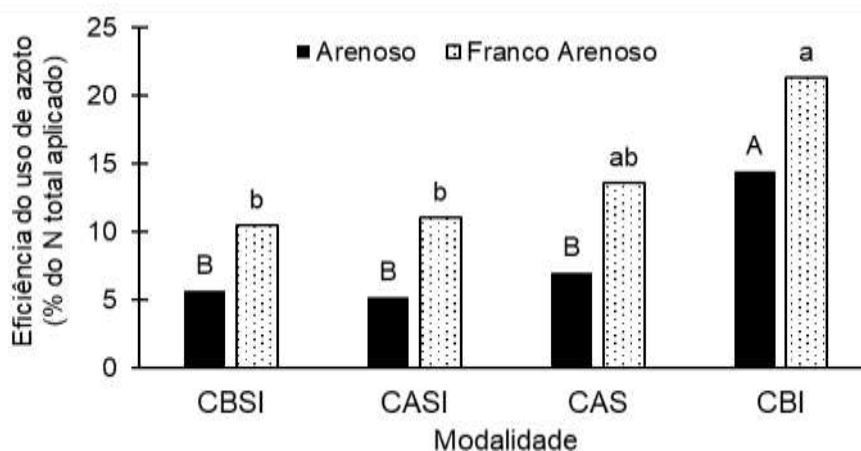


Figura 4.14 - Eficiência do uso de azoto (% do azoto total aplicado) nos tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) no solo arenoso e franco arenoso. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

No solo arenoso, a eficiência do uso de N foi menor do que no solo franco arenoso. Quanto aos tratamentos, nos dois solos, a eficiência do uso de N é muito similar entre os tratamentos com aplicação de chorume seguido de incorporação no solo (CBSI e CASI), no qual tiveram baixa recuperação do azoto, não sendo estatisticamente diferente. Ou seja, o chorume



acidificado não tem influencia na capacidade de recuperação de azoto do chorume aplicado. Por sua vez, no chorume acidificado, a técnica de aplicação sem mobilização teve maior recuperação de azoto. Deste modo, o tratamento CAS e CBI beneficiam a recuperação do azoto aplicado.

Pelos resultados obtidos, pode se concluir que na planta, o tratamento CBI foi o tratamento com maior MS produzida e azoto exportado pelas plantas, consequentemente foi o tratamento com maior recuperação de N total aplicado nos dois solos, apresentando diferenças significativas das restantes modalidades. Tal como o tratamento CASI, o tratamento CBSI foram os tratamentos com aplicação de chorume com menor recuperação de azoto. Apesar, do tratamento CASI no solo arenoso e o tratamento CBSI no caso do solo franco arenoso terem sido as modalidades com menor perda de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ .

#### 4.4.2.2 Solo

A Figura 4.15 o N mineral no solo na camada de solo entre os 0 e os 10 cm de profundidade, a) após a colheita da cultura da aveia e antes da aplicação do chorume, abril de 2017 e b) depois da colheita do milho em setembro de 2017.

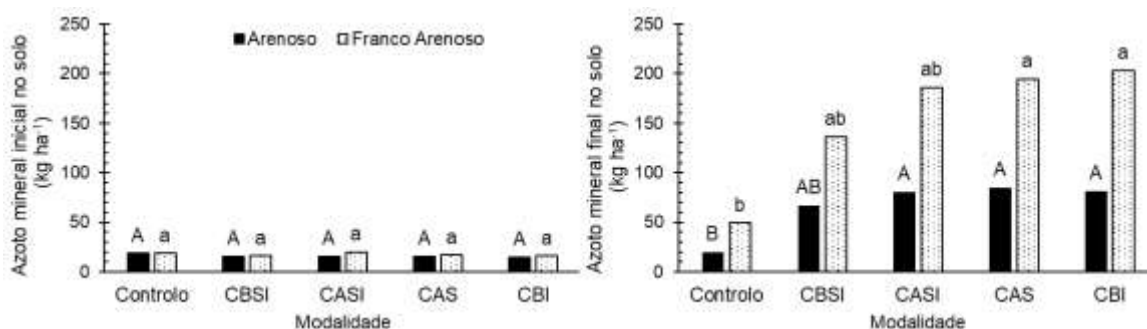


Figura 4.15 - Azoto mineral no solo ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) entre 0 e 10 cm de profundidade a) antes da aplicação do chorume em abril de 2017 e b) depois da colheita do milho em setembro de 2017, para o controlo e os tratamentos (CBI – chorume não tratado injetado, CBSI – chorume não tratado à superfície seguido de incorporação, CASI – chorume acidificado à superfície seguido de incorporação e CAS – chorume acidificado à superfície sem incorporação) nos dois tipos de solo. As letras maiúsculas correspondem à diferença significativa no solo arenoso, e as letras minúsculas correspondem à diferença significativa no solo franco arenoso. Letras diferentes são estatisticamente diferentes ( $P < 0,05$ ).

No início do ensaio, o N mineral presente no solo era maior no solo franco arenoso (entre 15,1 e 18,4  $\text{kg ha}^{-1}$ ) em comparação com os solos dos lísimetros do solo arenoso (13,8 e 14,8  $\text{kg ha}^{-1}$ ). Em todos os lísimetros, o N mineral correspondia apenas ao azoto amoniacal, excepto no controlo do solo arenoso, no qual havia também  $\text{N-NO}_3^-$ . Após a colheita do milho de forragem, em todos os lísimetros as duas formas de N mineral estavam presentes, à exceção do  $\text{N-NO}_3^-$  no lísimetro do controlo do solo arenoso.

No controlo apesar de não ser aplicado qualquer tipo de fertilizante, é possível a presença e perdas de N no solo. Várias podem ser as entradas de N, referindo-se à mineralização da m.o. endógena do sol, resultante de aplicações de m.o. ao longo dos anos e à decomposição das raízes das culturas anteriores e, com menor importância, a deposição atmosférica. Assim, a sua mineralização e posterior nitrificação permite o fornecimento de algum N à planta.

Ao contrário do que se observa no início do ensaio, no qual em cada solo o teor de N no solo apresenta valores similares entre as diferentes modalidades, no final do ensaio já há diferença significativa entre o controlo e os tratamentos com aplicação de chorume. Por sua vez, nos dois solos, o teor de N no solo não foi estatisticamente diferente entre os diferentes pré tratamentos e técnicas de aplicação de chorume.

O Quadro 4.8 apresenta os termos do balanço de N mineral realizado para os dois solos.

Quadro 4.8 - Termos do balanço do N mineral ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

Solo	Modalidade	N <sub>F</sub>	N <sub>M</sub>	N <sub>SI</sub>	N <sub>SF</sub>	N <sub>P</sub>	N <sub>lix</sub>	Erro de fecho
		$\text{kg ha}^{-1}$						
Arenoso	Controlo	0,0	8,2	14,6	20,1	11,1	1,5	-9,9
	CAS	56,0	42,4	14,7	84,9	20,5	1,6	6,2
	CASI	56,0	42,4	14,6	80,9	17,4	1,4	13,2
	CBSI	56,0	42,4	13,8	66,6	16,9	1,6	27,1
	CBI	56,0	42,4	14,8	81,8	36,1	2,7	-7,5
Franco Arenoso	Controlo	0,0	8,2	15,1	46,2	12,4	0,3	-36,7
	CAS	56,0	49,0	15,8	150,0	34,5	0,5	-64,3
	CASI	56,0	49,0	16,8	130,2	28,5	0,6	-37,5
	CBSI	56,0	49,0	16,9	97,0	29,1	0,2	-4,6
	CBI	56,0	49,0	18,4	171,9	53,9	1,5	-103,8

onde, o N<sub>F</sub> corresponde ao N mineral aplicado no chorume, N<sub>SI</sub> ao N mineral armazenado no solo antes da aplicação do chorume, N<sub>M</sub> ao N orgânico mineralizado, N<sub>SF</sub> ao N mineral no solo depois da colheita, N<sub>P</sub> ao N exportado pela planta e N<sub>lix</sub> ao N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado.

Verifica-se que, no solo arenoso, o erro de fecho é uma boa indicação e está bem distribuído pelas diferentes modalidades. A maioria da percentagem das entradas estão na exportação e as menores na lixiviação de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. No solo franco arenoso, o grau de incerteza do balanço é maior do que no caso do arenoso em que de um modo geral é muito elevado. Pensa-se que este erro elevado é devido a uma subestimação da mineralização. Com efeito, devido aos teores de água e aos valores da temperatura do solo (Figura 4.4 e Figura 4.6), o potencial de

mineralização deverá ser elevado. As causas de incerteza associam-se aos seguintes termos:

- i) a lixiviação, porque nos primeiros dez dias não foram coletadas amostras de drenagem impossibilitando assim, a medição de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem; ii) a mineralização uma vez que o N orgânico (presente na m.o. endógena e no chorume apicado) mineralizado foi estimado e iii) no caso do solo franco arenoso quando coletadas as amostras para a medição do  $\text{N}_{\text{SF}}$  a amostra analisada poderá ter contido elevado teor de matéria orgânica.

## 5 Conclusões

No presente estudo comparam-se diferentes estratégias de aplicação eficiente de chorume com vista a minimizar as perdas de nitrato por lixiviação numa cultura de milho para silagem em clima mediterrânico. As estratégias consistiram em a) injeção de chorume não tratado; b) aplicação a superfície de chorume acidificado. Estas duas estratégias foram comparadas com a aplicação tradicional de chorume não tratado à superfície do solo seguida de incorporação no solo. Comparou-se ainda, no caso do chorume acidificado, o efeito da incorporação após aplicação.

O estudo comparativo baseou-se em valores medidos de variáveis tais como o teor de água volumétrico do solo, a temperatura do solo, a drenagem, a lixiviação de nitratos, produção da cultura e sua eficiência de uso de azoto.

As principais conclusões são seguidamente apresentadas:

O sistema de rega localizada por gota-a-gota foi avaliado tendo sido verificado que funcionou adequadamente, com coeficiente de uniformidade médio de 88% para os dois setores, indicando que os diferentes tratamentos de fertilização receberam a mesma dotação de rega.

Relativamente às perdas de água por drenagem, verificou-se que, em ambos os solos, o lisímetro sem aplicação de chorume (controlo) apresentou valores mais elevados que qualquer um dos tratamentos de fertilização. Este resultado é devido ao efeito da matéria orgânica sobre a estrutura do solo aumentando a retenção de água e, consequentemente, reduzindo as perdas. No que respeita aos tratamentos, o seu comportamento foi idêntico para os dois solos. Em ambos os solos, os tratamentos com incorporação do chorume após a sua aplicação foram os que apresentaram maiores perdas por drenagem. No entanto, nesta técnica o pré-tratamento teve maior drenagem. Com este resultado é possível afirmar que o pré-tratamento do chorume influencia negativamente o comportamento da água no perfil do solo. Por outro lado, a aplicação sem incorporação (CAS) apresentou menor drenagem do que a aplicação com incorporação (CASI). No caso de não haver pré-tratamento a aplicação por injeção (CBI) teve melhores resultados pois originou menor drenagem. Finalmente, o tratamento CBI apresentou menores perdas de água por drenagem do que o CAS.

Quanto à lixiviação de nitratos, o comportamento das diferentes estratégias foi distinto para os dois solos. No solo arenoso, as técnicas de aplicação do chorume pré tratado (CASI e CAS) apresentaram menor lixiviação do que as técnicas de aplicação de chorume não tratado. Por sua vez, no pré tratamento a perda de N por lixiviação foi menor no CASI do que na aplicação sem incorporação (CAS). Já no caso do tratamento com chorume não tratado, a aplicação com incorporação (CBSI) apresentou melhores resultados que a aplicação por

injeção (CBI), ou seja a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi menor. No que diz respeito ao solo franco arenoso, o tratamento CBI também foi a modalidade com maior perda de azoto por lixiviação. Ou seja, no caso de não pré tratamento, a técnica de aplicação com incorporação apresentou menor lixiviação de nitratos. No pré tratamento, no CASI a perda por lixiviação foi maior do que o CAS, apesar dos valores serem similares. Por fim, o tratamento CBSI apresentou melhores resultados do que CAS, uma vez que originou menor perda por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ . Por outro lado, verificou-se que, em ambos os solos, o lisímetro sem aplicação de chorume não foi a modalidade com os valores mais baixos. No entanto a perda de N por lixiviação do controlo nos dois solos foi semelhante aos valores das modalidades com menor lixiviação de nitratos de cada solo.

A nível de produção de matéria seca e da eficiência do uso de azoto, os lisímetros no qual foi aplicado chorume seguido de incorporação (CBSI e CASI) apresentaram menor matéria seca produzida e eficiência do uso de azoto. Sendo que no caso do solo arenoso o tratamento com piores resultados foi o CBSI e no solo franco arenoso o CASI. Em contrapartida, o tratamento CBI foi a modalidade que apresentou melhores resultados, pois originou maior matéria seca produzida e eficiência do uso de azoto, seguido do tratamento CAS.

Entre os dois solos, o solo arenoso apresentou maiores valores de drenagem e de concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na água de drenagem, consequentemente maior lixiviação de nitratos. Por outro lado, a produção de matéria seca foi superior no solo franco arenoso, tal como a capacidade de recuperação do azoto aplicado por chorume.

Assim, é possível afirmar que a aplicação de chorume conduziu a uma redução da drenagem relativamente à não aplicação, o que resulta de um efeito continuado de aplicação de m.o. sobre as propriedades de retenção do solo. Por sua vez a injeção de chorume não tratado, apesar de ter sido a modalidade com baixa drenagem e elevada produção da cultura e eficiência do uso de azoto pelo milho para silagem, é o tratamento com maior impacto negativo na lixiviação do azoto e consequentemente impacto ambiental em relação às perdas por lixiviação, uma vez que foi a única modalidade com valores de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  superiores ao limite máximo estabelecido pela Diretiva Nitratos. Mas, a estratégia com menor impacto ambiental não foi igual nos dois solos, pelo que o solo poderá ter impacto na escolha do pré-tratamento e/ou da técnica de aplicação.

## 6 Referências bibliográficas

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements)*. Irrigation and Drainage Paper 56. Roma, Itália.
- Bierer, A. M., Maguire, R. O., Strickland, M. S., Thomason, W. E., & Stewart, R. D. (2017). Effects of dairy slurry injection on carbon and nitrogen cycling. *Soil Science*, 182, 181–187.
- Brady, N. C., & Weil, R. . (2008). Nitrogen and sulfur economy of soil. In *The Nature and Properties of Soil* (pp. 583–642). Reino Unido: Pearson Education, Inc.
- Cameira, M. do R., & Mota, M. (2017). Nitrogen related diffuse pollution from horticulture production — mitigation practices and assessment strategies. *Horticulturae*, 3, 1–25.
- Cameira, M., Pereira, A., Ahuja, L., & Ma, L. (2014). Sustainability and environmental assessment of fertigation in an intensive olive grove under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, 146, 346–360.
- Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology*, 162, 145–173.
- Carneiro, J. P., Coutinho, J., & Trindade, H. (2012). Nitrate leaching from a maize x oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 29–39.
- Celik, I., Ortas, I., & Kilic, S. (2004). Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, 78, 59–67.
- Demurtas, C. E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A., & Roggero, P. P. (2016). Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219, 83–92.
- Di, H. J., & Cameron, K. C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 237–256.
- Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. Poluição provocda por nitratos de origem agrícola. Diretiva 91/676/CEE, de 12 de dezembro - Relatório 2012-2015 (2016). Lisboa.
- Doorenbos, J., & Kassam, A. H. (1979). Yield response to water. In *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 33*. Roma, Itália.
- Fangueiro, D., Coutinho, J., Cabral, F., Fidalgo, P., Bol, R., & Trindade, H. (2012). Nitric oxide

- and greenhouse gases emissions following the application of different cattle slurry particle size fractions to soil. *Atmospheric Environment*, 47, 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.052>
- Fangueiro, D., Hjorth, M., & Gioelli, F. (2015). Acidification of animal slurry - a review. *Journal of Environmental Management*, 149, 46–56.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., & Cardenas, L. (2010). Nitrogen mineralization and CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 383–391.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., & Vasconcelos, E. (2013). Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Plant Nutrition Soil Scienc*, 176, 540–550.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Napier, V., Menaia, J., Vasconcelos, E., & Coutinho, J. (2014). Impact of slurry management strategies on potential leaching of nutrients and pathogens in a sandy soil amended with cattle slurry. *Journal of Environmental Management*, 146, 198–205.
- FAO. (2006). *World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103* (Vol. 103). Roma.
- Gheysari, M., Mirlatifi, S. M., Homaei, M., Asadi, M. E., & Hoogenboom, G. (2009). Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agricultural Water Management*, 96, 946–954.
- Giacomini, S. J., Aita, C., Barbosa, S., César, E., & Miola, C. (2013). Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 48, 211–219.
- Goulding, K. (2000). Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use and Management*, 16, 145–151.
- Grizzetti, B. (2011). Nitrogen as a threat to European water quality. In M. Sutton, C. Howard, J. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, ... B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 379–404). Reino Unido: Cambridge University Press.
- Harris, R. F. (1981). Effect of water potential on microbial growth and activity. In *Water potential relation in soil microbiology* (pp. 23–95).
- Haynes, R. (1986). *Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. Academic Press.
- Haynes, R., & Naidu, R. (1998). Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in*

*Agroecosystems*, 51, 123–137.

- Hernández, D., Polo, A., & Plaza, C. (2013). Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 44, 78–86.
- Hunt, D., Bittman, S., Hoogendoorn, C., & Zhang, H. (2016). Improving nitrogen and phosphorus response of corn (*Zea mays* L.) to dairy slurry by precision injection: benefits and risks. In *Solutions to improve nitrogen use efficiency for the world* (pp. 4–8). Australia.
- Jia, X., Shao, L., Liu, P., Zhao, B., Gu, L., Dong, S., ... Zhao, B. (2014). Effect of different nitrogen and irrigation treatments on yield and nitrate leaching of summer maize (*Zea mays* L.) under lysimeter conditions. *Agricultural Water Management*, 137, 92–103.
- Kayser, M., Breitsameter, L., Benke, M., & Isselstein, J. (2014). Nitrate leaching is not controlled by the slurry application technique in productive grassland on organic-sandy soil. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 213–223.
- Keller, J., & Bliesner, R. D. (2001). *Sprinkle and Trickle Irrigation*. The Blackburn Press.
- Laegreid, M., Bockmena, O. C., & Kaarstad, O. (1999). *Agriculture, Fertilizers and the Environment*. Oslo: CABI Publishing.
- Lakanen, E., & Robertson, G. (1971). Comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agronomic Fenn*, 123, 223–232.
- Li, R. (2016). *Modelling nitrogen emissions from soils fertilized with dairy slurry*. Instituto Superior de Agronomia - Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Loyon, L. (2017). Overview of manure treatment in France. *Waste Management*, 61, 516–520.
- MacDonald, N. W., Zak, D. R., & Pregitzer, K. S. (1995). Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 233–240.
- Macedo, S., Vasconcelos, E., Semitela, S., Coutinho, J., & Fangueiro, D. (2013). Effects of soil application techniques and cattle slurry pre-treatment on NH<sub>3</sub> emissions and soil solution composition – a pot experiment. In *RAMIRAN 2013. 15th International Conference*. Versailles.
- Maguire, R. O., Kleinman, P. J. A., Dell, C. J., Beegle, D. B., Brandt, R. C., Mcgrath, J. M., & Ketterings, Q. M. (2011). Manure application Technology in reduced tillage and forage systems: a review. *Journal of Environmental Quality*, 40, 292–301.
- Moldanovaá, J., Grennfelt, P., Jonsson, Å., Simpson, D., Spranger, T., Aas, W., ... Rabl, A. (2011). Nitrogen as a threat to European air quality. In M. Sutton, C. Howard, J. Erisman,



- G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, ... B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment* (pp. 405–433). Reino Unido: Cambridge University Press.
- Mooleki, S. P., Schoenau, J. J., Charles, J. L., Wen, G., & Charles, J. L. (2002). Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, crop performance and N use efficiency in east-central Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 82, 457–467.
- Mulvaney, R. F. (1996). Nitrogen: inorganic forms. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical Methods* (pp. 1129–1139). EUA: Soil Science Society of America, Inc.
- Oenema, O., Bleeker, A., Braathen, N., Budňáková, M., Bull, K., Čermák, P., ... Winiwarter. (2011). Nitrogen in current European policies. In M. Sutton, C. Howard, J. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, ..., & B. Grizzetti (Eds.), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (pp. 66–81). Reino Unido: Cambridge University Press.
- Oliveira, I., Nunes, F., & Fabião, M. (2003). Avaliação da rega localizada. In *Guia de Rega* (pp. 1–38). C.O.T.R. - Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio.
- Ollivier, J., Töwe, S., Bannert, A., Hai, B., Kastl, E. M., Meyer, A., ... Schlöter, M. (2011). Nitrogen turnover in soil and global change. *FEMS Microbiology Ecology*, 78, 3–16.
- Peña-Fleitas, M. T., Gallardo, M., Thompson, R. B., Farneselli, M., & Padilla, F. M. (2015). Assessing crop N status of fertigated vegetable crops using plant and soil monitoring techniques. *The Annals of Applied Biology*, 167, 387–405.
- Perego, A., Basile, A., Bonfante, A., De Mascellis, R., Terribile, F., Brenna, S., & Acutis, M. (2012). Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 57–65.
- Pereira, L. S. (2004). *Necessidades de água e métodos de rega*. Lisboa: Publicações Europa-América.
- Piccini, C., Di Bene, C., Farina, R., Pennelli, B., & Napoli, R. (2016). Assessing nitrogen use efficiency and nitrogen loss in a forage-based system using a modeling approach. *Agronomy*, 6.
- Pionke, H. B., Sharma, M. L., & Hirschberg, K. J. (1990). Impact of irrigated horticulture on nitrate concentration in groundwater. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 32, 119–132.
- Reetz, H. F. (2016). *Fertilizers and their Efficient Use* (First Edit). França: International Fertilizer industry Association.

- Santos, Q. (1991). *Fertilização - Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos*. Porto: Publicações Europa-América.
- Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T. H., Arce, A., Mingot, J. I., Díez, J. A., & Vallejo, A. (2008). An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126(3–4), 243–249.
- Schepers, J. S., & Mosier, A. R. (1991). Accounting for nitrogen in nonequilibrium soil-crop systems. In *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability* (pp. 135–138). Soil Science Society of America.
- Semitela, S., Martins, F., Coutinho, J., Cabral, F., & Fangueiro, D. (2013). Ammonia emissions and potential nitrate leaching in soil amended with cattle slurry: Effect of slurry pre-treatment by acidification and/or soil application method. In *Proceedings from the 15th RAMIRAN Conference*. Versailles.
- Signor, D., & Cerri, C. E. P. (2013). Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43, 322–338.
- Silva, D. de F., Andrade, C. L. T., Resende, Á. V., Hickmann, C., Amaral, T. A., & Alves, M. E. B. (2012). Nitrogen dynamics in soils cultivated with maize and fertilized with pig slurry. *Ambiente & Água*, 7, 9–23.
- Smith, D. R., Owens, P. R., Leytem, A. B., & Warnemuende, E. A. (2007). Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. *Environmental Pollution*, 147, 131–137.
- Sobieszuk, P., & Szewczyk, K. W. (2006). Estimation of (C/N) ratio for microbial denitrification. *Environmental Technology*, 27, 103–108.
- Sørensen, P., & Rubæk, G. H. (2012). Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use and Management*, 28, 1–11.
- Sousa, P. L., & Morais, A. (2011). MECAR - metodologia para a estimativa de água de rega em Portugal. In P. L. Sousa & L. Ribeiro (Eds.), *O uso da água na agricultura*. Lisboa.
- Stevens, C. J., & Quinton, J. N. (2009). Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Environmental Science and Technology*, 39, 478–520.
- Teixeira, J. L., & Pereira, L. S. (1992). ISAREG, an irrigation scheduling model. *ICID Bulletin*, 41, 29–48.
- Vallejo, A., García-Torres, L., Díez, J. A., Arce, A., & López-Fernández, S. (2005). Comparison

of N losses ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil*, 272, 313–325.

Varenes, A. de. (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Escolar Editora.

Velthof, G. L., & Mosquera, J. (2011). The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 298–308.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., & Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137, 39–46.

Zak, D. R., Holmes, W. E., MacDonald, N. W., & Pregitzer, K. S. (1999). Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 575–584.

Zhu, J. H., Li, X. L., Christie, P., & Li, J. L. (2005). Environmental implications of low nitrogen use efficiency in excessively fertilized hot pepper (*Capsicum frutescens* L.) cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111, 70–80.

Zogg, G. P., Zak, D. R., Ringelberg, D. B., White, D. C., MacDonald, N. W., & Pregitzer, K. S. (1997). Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 475–481.

## Webpage

ANPROMIS. O milho. Acedido em dezembro de 2017. Disponível em <http://www.anpromis.pt/o-milho.html>

FAOSTAT. (2017). Acedido em setembro de 2017. Disponível em <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>

INE (2017a). Distribuição de explorações agrícolas que produzem estrume e/ou chorume (%) por ocalização geográfica (NUTS - 2001) e Destino do estrume e/ou chorume produzido. Acedido em dezembro de 2017. Disponível em [https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine\\_indicadores&indOcorrCod=0005816&contexto=bd&selTab=tab2](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0005816&contexto=bd&selTab=tab2)

INE (2017b). Efetivo bovino por localização geográfica (NUTS - 2001). Acedido em dezembro de 2017. Disponível em [https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine\\_indicadores&indOcorrCod=0003062&contexto=bd&selTab=tab2](https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0003062&contexto=bd&selTab=tab2)

## Anexos

Anexo 1 - Cálculo da evapotranspiração de referência com recurso à equação de Penman Monteith (Allen et al., 1998).

$$ET_0 = \frac{0,408 (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 u_2)} \quad (1)$$

onde  $ET_0$  corresponde à evapotranspiração de referencia ( $\text{mm d}^{-1}$ ),  $R_n$  ao balanço total da radiação à superfície da cultura ( $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ),  $G$  à densidade do fluxo de calor do solo ( $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ),  $T$  à temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $e_a$  à pressão de vapor saturado (kPa),  $e_d$  a pressão atual de vapor (kPa),  $(e_a - e_d)$  o défice da pressão de vapor de água no ar ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}$ ),  $\gamma$  a constante psicrométrica ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ ),  $\Delta$  ao declive da curva de pressão de vapor saturado em função da temperatura ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ ) e  $u_2$  à velocidade do vento a 2 m de altura ( $\text{m s}^{-1}$ ).

As pressões de vapor,  $e_a$  e  $e_d$ , são valores diários. A  $e_a$  corresponde à média da pressão de vapor de saturação calculada para  $T_{\max}$  ( $e^{\circ}(T_{\max})$ , kPa) e da pressão de vapor de saturação calculada para  $T_{\min}$  ( $e^{\circ}(T_{\min})$ , kPa) que são obtidas através:

$$e^{\circ}(T) = 0,6108 \cdot \exp\left(\frac{17,27 T}{T + 237,3}\right) \quad (2)$$

Já a pressão de vapor é calculado por:

$$e_d = \left( \frac{H_{\max} T_{\min}}{100} + \frac{H_{\min} T_{\max}}{100} \right) / 2 \quad (3)$$

onde  $H_{\max}$  corresponde à humidade relativa do ar máxima (%) e  $H_{\min}$  à humidade relativa do ar mínima (%). No calculo destes parâmetros utilizou-se a  $T_{\max}$  e  $T_{\min}$ , uma vez que por vezes pode haver uma relação não linear entre a  $e_a$  e a temperatura. O  $\Delta$  é calculado por:

$$\Delta = \frac{4098 \cdot e^{\circ}(T_{\text{med}})}{(T_{\text{med}} + 237,3)^2} = \frac{4098 \cdot 6108 \cdot \exp\left(\frac{17,27 T}{T+237,3}\right)}{(T_{\text{med}} + 237,3)^2} \quad (4)$$

onde  $T_{\text{med}}$  corresponde à temperatura média diária ( $^{\circ}\text{C}$ ) que resulta da média da  $T_{\max}$  e  $T_{\min}$ .

Uma vez que o  $R_n$  não é medido, deve ser calculado os termos do balanço da radiação para os períodos diários. Este resulta da diferença entre o balanço da radiação de curto comprimento de onda ( $R_{ns}$ ,  $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) e o balanço da radiação de longo comprimento de onda ( $R_{nl}$ ,  $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ):

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (5)$$

Ambos os balanços,  $R_{ns}$  e  $R_{nl}$ , são calculados respetivamente através de:

$$R_{ns} = R_s \cdot (1 - \alpha) \cdot R_{nl} \quad (6)$$

$$R_{nl} = \sigma \left[ \frac{T_{\max}^4 + T_{\min}^4}{2} \right] (0,34 - 0,14 \sqrt{e_a}) \left( 1,35 \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35 \right) \quad (7)$$

onde  $R_s$  corresponde à radiação solar efetiva ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), valor fornecido pela estação meteorológica,  $\alpha$  ao albedo (0,23),  $\sigma$  à constante de Stefan-Boltzmann ( $4,903 \times 10^{-9} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ) e  $R_{so}$  à radiação solar de curto comprimento de onda em condições de céu limpo ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Esta radiação,  $R_{so}$ , varia conforme a altitude do local ( $z$ , m) e a radiação total no topo da atmosfera ( $R_a$ ,  $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) como podemos ver na equação 8:

$$R_{so} = (0,75 + 2 \times 10^{-5} \cdot z) R_a \quad (8)$$

A  $R_a$  é obtida por:

$$R_a = \frac{1440}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \cdot \sin(\varphi) \cdot \sin(\delta) + \cos(\varphi) \cdot \cos(\delta) \cdot \sin(\omega_s)] \quad (9)$$

onde  $d_r$  corresponde à distância relativa da Terra ao Sol (adim),  $\omega_s$  ao ângulo solar ao pôr do sol (rad),  $\delta$  à inclinação solar (rad) e  $\varphi$  à latitude (rad). Alguns destes parâmetros variam conforme o dia do ano ( $J$  = dia juliano) e são calculados através:

$$d_r = 1 + 0,033 \cos\left(\frac{2\pi J}{365}\right) \quad (10)$$

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi) \cdot \tan(\delta)] \quad (11)$$

$$\delta = 0,409 \sin\left(\frac{2\pi J}{365} - 1,39\right) \quad (12)$$

# Anexo 2 - Cálculo da dotação de rega para a fase de crescimento rápido e reprodução no solo arenoso

Fase	DAA	Dfase	$\theta_{CC}$ cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>	$\theta_{CE}$ cm	Zr	p	$P_{Hum}$ mm	Dmax mm dia <sup>-1</sup>	ET <sub>0</sub>	Kc mm dia <sup>-1</sup>	ET <sub>c</sub>	C	K <sub>loc</sub> mm dia <sup>-1</sup>	Et <sub>loc</sub> dia	Pd mm	I <sub>rmax</sub> min	Ir	D <sub>U</sub>	D <sub>R</sub>	Tr
Crescimento rápido	24	1	0,11	0,02	30,00	0,67	0,30	5,40	6,45	0,32	2,08	0,20	0,24	0,49	0,00	11,04	1	0,54	0,60	0,22
	25	2	0,11	0,02	33,50	0,67	0,30	6,03	6,06	0,35	2,09	0,20	0,24	0,49	0,00	12,24	1	0,54	0,60	0,23
	26	3	0,11	0,02	35,25	0,66	0,30	6,31	5,94	0,37	2,18	0,20	0,24	0,51	0,00	12,27	1	0,57	0,63	0,23
	27	4	0,11	0,02	37,00	0,66	0,30	6,63	5,53	0,39	2,16	0,20	0,24	0,51	0,00	13,08	1	0,56	0,62	0,27
	28	5	0,11	0,02	38,75	0,64	0,30	6,74	6,40	0,41	2,64	0,25	0,29	0,78	0,00	8,69	1	0,85	0,95	0,27
	29	6	0,11	0,02	40,50	0,64	0,30	7,00	6,30	0,44	2,74	0,25	0,29	0,81	0,00	8,68	1	0,89	0,99	0,28
	30	7	0,11	0,02	42,25	0,61	0,30	6,99	7,52	0,46	3,44	0,25	0,29	1,01	0,10	6,91	1	1,00	1,11	0,28
	31	8	0,11	0,02	44,00	0,63	0,30	7,47	6,33	0,48	3,04	0,25	0,29	0,89	0,00	8,35	1	0,98	1,09	0,43
	32	9	0,11	0,02	45,75	0,61	0,30	7,49	7,14	0,50	3,59	0,25	0,29	1,06	0,00	7,10	1	1,16	1,29	0,44
	33	10	0,11	0,02	47,50	0,62	0,30	7,89	6,42	0,53	3,37	0,25	0,29	0,99	0,00	7,96	1	1,09	1,21	0,49
	34	11	0,11	0,02	49,25	0,67	0,30	8,86	3,81	0,55	2,08	0,25	0,29	0,61	0,00	14,47	1	0,67	0,75	0,50
	35	12	0,11	0,02	51,00	0,62	0,30	8,47	5,92	0,57	3,37	0,30	0,35	1,19	0,00	7,11	1	1,31	1,46	0,50
	36	13	0,11	0,02	52,75	0,61	0,30	8,62	6,11	0,59	3,62	0,30	0,35	1,28	0,00	6,74	1	1,41	1,56	0,54
	37	14	0,11	0,02	54,50	0,64	0,30	9,45	4,39	0,62	2,70	0,30	0,35	0,95	0,00	9,93	1	1,05	1,16	0,58
	38	15	0,11	0,02	56,25	0,66	0,30	10,02	3,53	0,64	2,25	0,30	0,35	0,79	0,20	12,62	1	0,65	0,73	0,54
	39	16	0,11	0,02	58,00	0,64	0,30	10,05	4,11	0,66	2,71	0,40	0,47	1,28	0,00	7,88	1	1,40	1,56	0,52
	40	17	0,11	0,02	59,75	0,63	0,30	10,19	4,33	0,68	2,96	0,40	0,47	1,39	0,00	7,32	1	1,53	1,70	0,65
	41	18	0,11	0,02	61,50	0,62	0,30	10,24	4,73	0,71	3,33	0,40	0,47	1,57	1,20	6,52	1	0,41	0,45	0,70
	42	19	0,11	0,02	63,25	0,61	0,30	10,40	4,85	0,73	3,53	0,40	0,47	1,66	0,00	6,27	1	1,83	2,03	0,52
	43	20	0,11	0,02	65,00	0,60	0,30	10,48	5,09	0,75	3,82	0,40	0,47	1,80	0,00	5,83	1	1,98	2,20	0,70
	44	21	0,11	0,02	66,75	0,54	0,30	9,73	6,81	0,77	5,26	0,40	0,47	2,47	0,00	3,93	1	2,72	3,02	0,77
	45	22	0,11	0,02	68,50	0,50	0,30	9,20	7,94	0,80	6,31	0,40	0,47	2,97	0,00	3,10	1	3,27	3,63	0,91
	46	23	0,11	0,02	70,25	0,52	0,30	9,92	6,94	0,82	5,68	0,50	0,59	3,34	0,00	2,97	1	3,67	4,08	0,99
	47	24	0,11	0,02	72,00	0,56	0,30	10,86	5,69	0,84	4,78	0,50	0,59	2,81	0,00	3,86	1	3,10	3,44	1,36
	48	25	0,11	0,02	73,75	0,64	0,30	12,75	3,18	0,86	2,74	0,50	0,59	1,61	0,00	7,92	1	1,77	1,97	1,55
	49	26	0,11	0,02	75,50	0,59	0,30	11,98	4,59	0,89	4,06	0,50	0,59	2,39	1,70	5,02	1	0,76	0,84	1,55
	50	27	0,11	0,02	77,25	0,57	0,30	11,83	5,03	0,91	4,57	0,50	0,59	2,69	0,00	4,40	1	2,96	3,28	1,55
	51	28	0,11	0,02	79,00	0,65	0,30	13,83	2,73	0,93	2,54	0,50	0,59	1,49	0,00	9,26	1	1,64	1,82	1,48
	52	29	0,11	0,02	80,75	0,54	0,30	11,76	5,52	0,95	5,26	0,50	0,59	3,10	0,00	3,80	1	3,40	3,78	0,89
	53	30	0,11	0,02	82,50	0,52	0,30	11,64	5,84	0,98	5,69	0,50	0,59	3,35	0,00	3,48	1	3,68	4,09	0,89
	54	31	0,11	0,02	84,25	0,48	0,30	10,81	6,89	1,00	6,87	0,50	0,59	4,04	0,00	2,67	1	4,45	4,94	1,48

	55	32	0,11	0,02	86,00	0,47	0,30	10,97	6,81	1,02	6,94	0,50	0,59	4,08	0,00	2,69	1	4,49	4,99	1,70
	56	33	0,11	0,02	87,75	0,48	0,30	11,35	6,50	1,04	6,77	0,50	0,59	3,98	0,00	2,85	1	4,38	4,87	1,84
	57	34	0,11	0,02	89,50	0,49	0,30	11,75	6,19	1,07	6,59	0,50	0,59	3,88	0,00	3,03	1	4,27	4,74	2,19
	58	35	0,11	0,02	91,25	0,49	0,30	11,95	6,09	1,09	6,62	0,50	0,59	3,90	0,00	3,07	1	4,29	4,76	2,19
	59	36	0,11	0,02	93,00	0,51	0,30	12,78	5,43	1,11	6,03	0,50	0,59	3,55	0,00	3,60	1	3,90	4,33	2,19
	60	37	0,11	0,02	94,75	0,52	0,30	13,29	5,09	1,13	5,76	0,50	0,59	3,39	0,00	3,92	1	3,73	4,14	2,14
	61	38	0,11	0,02	96,50	0,59	0,30	15,47	3,38	1,16	3,90	0,50	0,59	2,30	0,00	6,74	1	2,53	2,81	2,13
	62	39	0,11	0,02	98,25	0,54	0,30	14,21	4,55	1,18	5,36	0,60	0,71	3,79	0,50	3,75	1	3,61	4,02	1,95
	63	40	0,11	0,02	100,00	0,51	0,30	13,90	4,90	1,20	5,88	0,60	0,71	4,15	0,00	3,35	1	4,56	5,07	1,86
Reprodução	64	1	0,11	0,02	100,00	0,48	0,30	12,88	5,69	1,20	6,83	0,60	0,71	4,82	0,00	2,67	1	5,30	5,89	1,86
	65	2	0,11	0,02	100,00	0,46	0,30	12,54	5,95	1,20	7,14	0,60	0,71	5,04	0,00	2,49	1	5,55	6,16	1,86
	66	3	0,11	0,02	100,00	0,44	0,30	11,88	6,46	1,20	7,75	0,60	0,71	5,47	0,00	2,17	1	6,02	6,68	2,28
	67	4	0,11	0,02	100,00	0,44	0,30	11,77	6,54	1,20	7,85	0,60	0,71	5,54	0,00	2,12	1	6,10	6,78	2,65
	68	5	0,11	0,02	100,00	0,41	0,30	11,19	6,99	1,20	8,39	0,60	0,71	5,92	0,00	1,89	1	6,52	7,24	2,77
	69	6	0,11	0,02	100,00	0,40	0,30	10,86	7,25	1,20	8,69	0,60	0,71	6,14	0,00	1,77	1	6,75	7,50	3,01
	70	7	0,11	0,02	100,00	0,47	0,30	12,70	5,82	1,20	6,99	0,60	0,71	4,93	0,00	2,57	1	5,43	6,03	3,05
	71	8	0,11	0,02	100,00	0,44	0,30	11,96	6,39	1,20	7,67	0,60	0,71	5,42	0,00	2,21	1	5,96	6,62	3,05
	72	9	0,11	0,02	100,00	0,47	0,30	12,56	5,93	1,20	7,12	0,60	0,71	5,03	0,00	2,50	1	5,53	6,14	3,05
	73	10	0,11	0,02	100,00	0,47	0,30	12,65	5,87	1,20	7,04	0,60	0,71	4,97	0,00	2,54	1	5,47	6,07	2,98
	74	11	0,11	0,02	100,00	0,58	0,30	15,67	3,53	1,20	4,24	0,60	0,71	2,99	0,00	5,24	1	3,29	3,66	2,76
	75	12	0,11	0,02	100,00	0,48	0,30	13,08	5,53	1,20	6,64	0,60	0,71	4,69	0,00	2,79	1	5,15	5,73	2,73
	76	13	0,11	0,02	100,00	0,46	0,30	12,51	5,97	1,20	7,17	0,60	0,71	5,06	0,00	2,47	1	5,56	6,18	2,73
	77	14	0,11	0,02	100,00	0,46	0,30	12,47	6,00	1,20	7,20	0,60	0,71	5,09	0,00	2,45	1	5,59	6,22	2,73
	78	15	0,11	0,02	100,00	0,45	0,30	12,10	6,29	1,20	7,55	0,60	0,71	5,33	0,00	2,27	1	5,86	6,51	2,73
	79	16	0,11	0,02	100,00	0,72	0,30	19,33	5,91	1,20	7,10	0,60	0,71	5,01	0,00	3,86	1	5,51	6,12	2,78
	80	17	0,11	0,02	100,00	0,72	0,30	19,52	5,77	1,20	6,92	0,60	0,71	4,89	0,00	4,00	1	5,37	5,97	2,78
	81	18	0,11	0,02	100,00	0,75	0,30	20,32	5,16	1,20	6,19	0,60	0,71	4,37	0,00	4,65	1	4,81	5,34	2,78
	82	19	0,11	0,02	100,00	0,70	0,30	18,87	6,27	1,20	7,53	0,60	0,71	5,31	0,00	3,55	1	5,84	6,49	2,76
	83	20	0,11	0,02	100,00	0,72	0,30	19,43	5,84	1,20	7,01	0,60	0,71	4,95	0,00	3,93	1	5,44	6,05	2,76
	84	21	0,11	0,02	100,00	0,63	0,30	17,01	7,71	1,20	9,25	0,60	0,71	6,53	0,00	2,60	1	7,19	7,98	2,72
	85	22	0,11	0,02	100,00	0,66	0,30	17,77	7,12	1,20	8,54	0,60	0,71	6,03	0,00	2,95	1	6,63	7,37	2,72
	86	23	0,11	0,02	100,00	0,69	0,30	18,61	6,48	1,20	7,77	0,60	0,71	5,49	0,00	3,39	1	6,04	6,71	2,92
	87	24	0,11	0,02	100,00	0,74	0,30	19,85	5,51	1,20	6,62	0,60	0,71	4,67	0,00	4,25	1	5,14	5,71	3,02
	88	25	0,11	0,02	100,00	0,74	0,30	20,08	5,34	1,20	6,41	0,60	0,71	4,53	0,00	4,44	1	4,98	5,53	3,02
	89	26	0,11	0,02	100,00	0,74	0,30	19,97	5,43	1,20	6,51	0,60	0,71	4,60	0,00	4,34	1	5,06	5,62	3,02
	90	27	0,11	0,02	100,00	0,71	0,30	19,17	6,05	1,20	7,25	0,60	0,71	5,12	0,00	3,74	1	5,63	6,26	2,57

91	28	0,11	0,02	100,00	0,66	0,30	17,89	7,03	1,20	8,43	0,60	0,71	5,95	0,00	3,01	1	6,55	7,27	2,57
92	29	0,11	0,02	100,00	0,71	0,30	19,24	5,99	1,20	7,18	0,60	0,71	5,07	0,00	3,79	1	5,58	6,20	2,57
93	30	0,11	0,02	100,00	0,69	0,30	18,51	6,55	1,20	7,86	0,60	0,71	5,55	0,00	3,34	1	6,10	6,78	2,79

---



